



**Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall" 2012**

## **Erweiterung der Bewertungsmöglichkeiten für Seen gemäß EG-WRRL für die Biokomponente Phytoplankton**

- Ökologisches Potenzial in Talsperren mit bewertungsrelevanter Seepegelbewirtschaftung
- Hintergrund- und Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Parameter – Prüfung der Ableitungsmöglichkeiten und Sinnhaftigkeit von Stickstoffkennwerten
- Handbuch für Qualitätssicherung in der Phytoplanktonbewertung von Seen
- Praxistest PhytoLoss und Erweiterung des Access-Auswertetools PhytoSee zur Berechnung der PhytoLoss-Indices unter Einbindung von Zooplanktonzähllisten

### **Projektbearbeiter:**

Dipl. Biol. Ursula Riedmüller, LBH, Freiburg

Dipl. Biol. Eberhard Hoehn, LBH, Freiburg

Dr. Ute Mischke, IGB Berlin

Dr. Rainer Deneke

**Projektleitung:**        **Eberhard Hoehn**, LBH Freiburg  
Glümerstr. 2a, D-79102 Freiburg

### **Fachliche Begleitung:**

LAWA-Expertenkreis "Biologische Bewertung Seen und Interkalibrierung nach WRRL" unter Leitung von **Dr. Jochen Schaumburg** (Bayer. Landesamt für Umwelt) und **Gudrun Plambeck** (Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein).

Stand: Freiburg im April 2015



## Inhaltsverzeichnis

<b>1 Einführung und Veranlassung</b> .....	<b>2</b>
<b>2 Trophische Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen insbesondere starken Absenkungen - Neubearbeitung</b> .....	<b>3</b>
2.1 Einführung und Ausgangssituation .....	3
2.2 Dateneingang, Selektion eines Analysedatensatzes und Vorgehensweise.....	5
2.3 Grafische Analyse in 32 Talsperren mit Absenkungen.....	8
2.3.1....Seepegel und Trophieparameter in polymiktischen Talsperren - Beispiele.....	9
2.3.2....Seepegel und Trophieparameter in geschichteten Talsperren - Beispiele .....	11
2.3.3....Zwischenergebnis und Fazit aus den Abbildungen der Talsperrenjahrgänge.....	16
2.4 Auswirkung von regelmäßigen Absenkungen auf die Trophie auf Jahrgangsebene .....	19
2.5 Seetypwechsel aufgrund der morphometrischen Veränderungen – Prüfung und Fazit.....	22
2.6 Gesamtfazit, Fallgruppen und Ausblick.....	25
<b>3 Stickstoffparameter in Seen – Recherche, Datenbank und Analysen</b> .....	<b>28</b>
3.1 Veranlassung sowie national und international publizierte Zielwerte für Stickstoff und Phosphor.....	28
3.2 Umfang der Seen-Datenbank .....	32
3.3 Analysen zu den Parametern gelöster anorganischer Stickstoff und Gesamtstickstoff .....	34
3.3.1....Stickstofflimitierung in Seen und Datenaufbereitung .....	34
3.3.2....Anorganischer Stickstoff (DIN) und N-Limitation in den Seegruppen .....	35
3.3.3....Gesamtstickstoff (TN bzw. TNb) und N-Limitation in den Seegruppen.....	38
3.3.4....Gesamtstickstoff und Phytoplanktonentwicklung, Prüfung und Fazit.....	40
3.3.5....Seetypspezifische TN-Zielwerte sowie Vergleich mit den NITROLIMIT-Zielwerten (2014).....	44
<b>4 Erweiterung des Access-Auswertetools PhytoSee zur Berechnung der PhytoLoss-Indices - Einführung und Ausgangssituation</b> .....	<b>47</b>
<b>5 Zusammenfassung und Ausblick</b> .....	<b>49</b>
<b>6 Literatur</b> .....	<b>52</b>
<b>7 Anhang: Zusätzliche Berichte</b> .....	<b>55</b>

## 1 Einführung und Veranlassung

Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) ist die Erreichung des "guten" ökologischen Zustandes oder Potenzials aller Oberflächengewässer. Hierbei sind nicht nur natürliche sondern auch künstliche und erheblich veränderte Gewässer zu berücksichtigen. Für die Bewertung von Seen insbesondere des Freiwasserlebensraums stellt das Phytoplankton als Trophie-anzeigende Organismengruppe eine der wichtigsten biologischen Qualitätskomponenten dar (u. a. LAWA-Expertenkreis Seen 2013).

In vergangenen LAWA-Projekten von 2003 bis 2013 wurde das PhytoSee-Bewertungsverfahren (PSI = Phyto-See-Index) für die Biokomponente Phytoplankton entwickelt (NIXDORF *et al.* 2006) und weiter verbessert (MISCHKE *et al.* 2008, 2009, 2010 und RIEDMÜLLER *et al.* 2013a) sowie für natürliche Mittelgebirgsseen, künstliche und erheblich veränderte Seen und Sondertypen natürlicher Seen - z. B. Altarme, Totwasser und Erdfallseen – erweitert (HOEHN *et al.* 2009) und in einem Praxistest validiert (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). Seit dem LAWA-Projekt O 4.10 mit Abschlussbericht von RIEDMÜLLER *et al.* (2013a) wird für AWB, HMWB und natürliche Seen eine gemeinsame Datenbank geführt.

Unter anderem in Zusammenhang mit der Verankerung der Referenztrophie und der ökologischen Zustandsklassen (ÖZK) für die Phytoplankton-Seetypen (PP-Seetypen) wurde eine Aktualisierung der LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifizierung von Seen (LAWA 1999, 2001, 2003) angestrengt. Die "neue" Trophieklassifikation von Seen (RIEDMÜLLER *et al.* 2013c) wurde insofern mit dem PSI-Bewertungsverfahren harmonisiert, als dass die gleichen Biomassekenngrößen verwendet werden, d. h. das Chlorophyll a- und PP-Biovolumen-Saisonmittel. Darüber hinaus sind die ÖZK-Klassengrenzen im Trophiespektrum zwischen oligo- bis hypertroph verankert. Über diese Entsprechungen ergibt sich eine Verknüpfung zwischen PSI und den LAWA-Trophieindices Chlorophyll a, Gesamtphosphor und Sichttiefe. Diese kann für die WRRL-Bewertung nützliche Hinweise geben, da die Belastungsgröße Phosphor im PSI als nicht-biologischer Parameter nicht berücksichtigt ist.

In MISCHKE *et al.* (2010) konnte erstmals eine optionale Einbeziehung von Zooplanktonbefunden im Entwurf vorgestellt werden. Mit den Zooplankton-Indices des PhytoLoss-Moduls und deren Aussagen über Fraßdruck und Nahrungsketteneffekte soll die Phytoplankton-Bewertung abgesichert und im ökologischen Kontext besser interpretierbar sein. Das PhytoLoss-Modul wurde in den vergangenen Jahren in einem Praxistest weiter verbessert (DENEKE *et al.* 2013a und b) und aktuell mit Interpretations- und Auswertehilfen in das PhytoSee-Auswertetool (Version 6) integriert.

### **Das vorliegend berichtete Projekt befasst sich mit folgenden Arbeitsaufgaben:**

- Ökologisches Potenzial in Talsperren mit bewertungsrelevanter Seepelbewirtschaftung
- Hintergrund- und Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Parameter – Prüfung der Ableitungsmöglichkeiten und Sinnhaftigkeit von Stickstoffkennwerten
- Handbuch für Qualitätssicherung in der Phytoplanktonbewertung von Seen
- Praxistest PhytoLoss, Erweiterung des Access-Auswertetools PhytoSee zur Berechnung der PhytoLoss-Indices unter Einbindung von Zooplanktonzähllisten sowie erweiterte Beschreibung und Erläuterung des PhytoLoss-Moduls als Anwenderhilfe und Tätigkeitsbericht

Das Handbuch für Qualitätssicherung QS-Handbuch in der Phytoplanktonbewertung soll nach Beschluss des LAWA-EK-Seen-Kreises gemeinsam mit dem PSI-Handbuch zum "**Handbuch zur Seebewertung mittels Plankton**" Teil A verschmolzen werden. Das PSI-Handbuch wurde in seiner aktuellen Version ebenfalls bearbeitet u. a. zur Verbesserung der Anwenderfreundlichkeit des PhytoSee-Auswertetools. Teil B des "Handbuch zur Seebewertung mittels Plankton" ist die **Kurzanleitung zur Anwendung des Moduls PhytoLoss**.

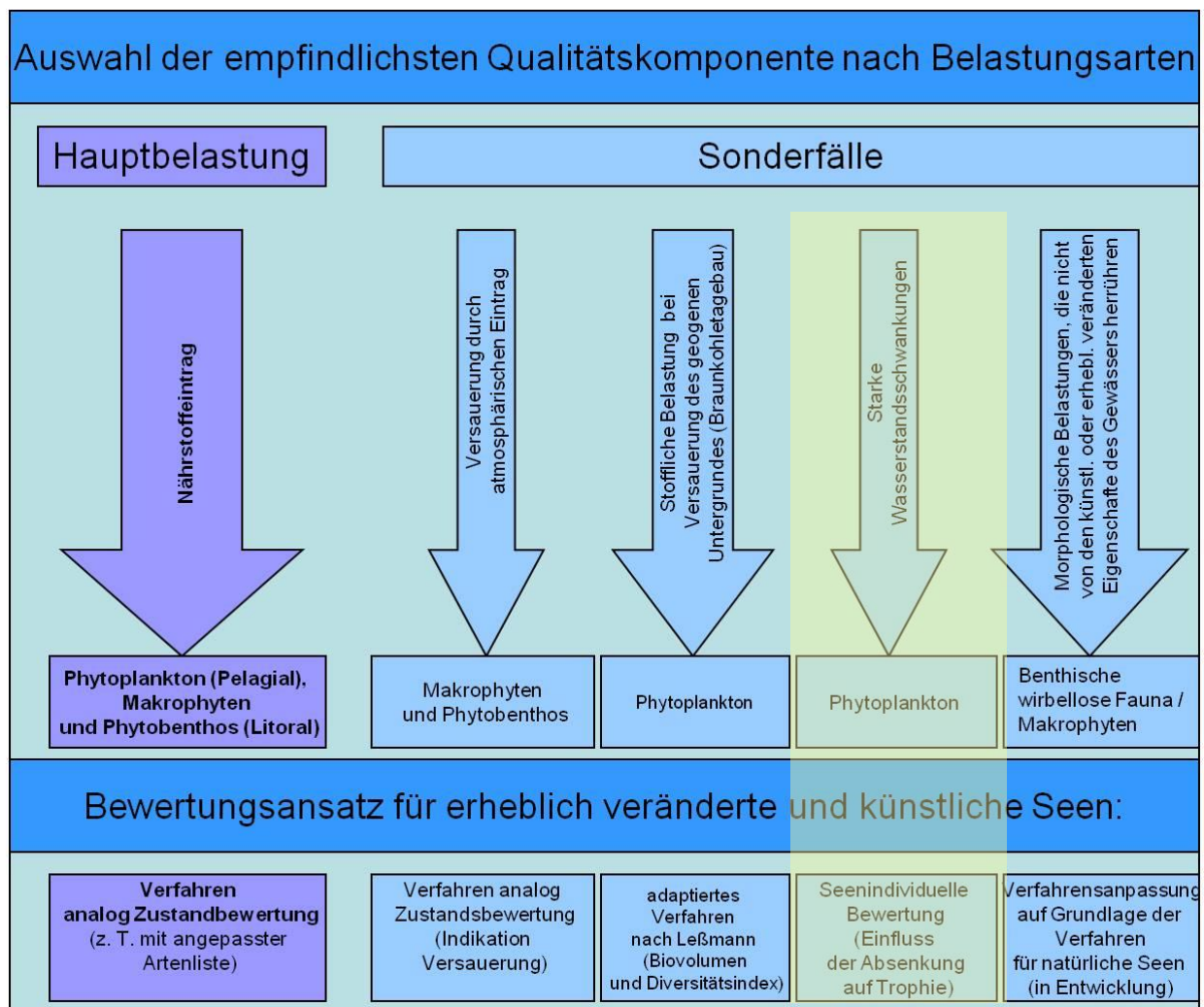
Das Handbuch ist als eigenständiges Schriftwerk konzipiert, gilt als Anhang des Abschlussberichts im Projekt O 8.12 und wird jedoch in elektronischer Form geführt.

## 2 Trophische Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen insbesondere starken Absenkungen - Neubearbeitung

### 2.1 Einführung und Ausgangssituation

Talsperren (Speicher) unterliegen diversen Nutzungen, die eine Bewirtschaftung erforderlich machen, welche einen Einfluss auf die Trophie besitzen kann. Finden nutzungsbedingte Verschlechterungen der Trophie und entsprechend der Phytoplanktonbewertung statt, so kann dies nach HMWB-Ausweisungsprüfung zu einer milderen Potenzialbewertung führen (CIS 2.2 – HMWB 2002). In der vorliegenden Bearbeitung sollen Hinweise und Entscheidungshilfen zur diesbezüglichen Potenzialbewertung erarbeitet werden.

Wie im Arbeitspapier des LAWA-Expertenkreises Seen (2013) zur Potenzialbewertung in Seen bereits dargelegt, wird das Phytoplankton als diejenige Biokomponente angesehen, welche auf die Belastung "starke Wasserstandsschwankungen" am empfindlichsten ist (s. Abb. 1). Mit dem bestehenden PSI-Verfahren können die trophischen Verschlechterungen indiziert werden. Hierzu enthalten die folgenden Kapitel zahlreiche Beispiele. Da die Pegelabsenkungen in der Regel bewirtschaftungsbedingt entstehen, sollen diese in der Potenzialbewertung nicht als Belastung in die Bewertung eingehen, sondern in der Festlegung des höchsten oder guten ökologischen Potenzials in einer Milderung der Umweltziele Berücksichtigung finden.



**Abb. 1:** Auswahl der biologischen Qualitätskomponenten und ihrer Bewertungsverfahren entsprechend der vorherrschenden Belastung/Nutzung von Seen (aus LAWA-Expertenkreis Seen 2013). Eingegraute Kennzeichnung = zu bearbeitender Themenblock.

In einem vergangenen LAWA-Projekt (O 7.08, RIEDMÜLLER & HOEHN 2011) waren auf Basis eines sehr viel kleineren Datensatzes Analysen zur "Trophie-Empfindlichkeit" durchgeführt worden.

Abhängig von der trophischen Sensitivität konnten mehrere Gruppen abgeleitet werden:

- 1) Polymiktische Talsperren mit sehr hohem VQ und geringer Verweilzeit: Diese entsprechen meist dem Flusseeotypus (Verweilzeit < 30 Tage) und weisen während der Phasen schnellen Durchflusses eher Fließgewässerbiozönosen auf. Deren Trophie wird hauptsächlich durch die Verweilzeit gesteuert und bei geringeren Absenkungen von 2-3 m ist meist keine mildere Potenzialbewertung begründbar (z. B. Antrift-Talsperre und Driedorfer Talsperre in Hessen).
- 2) Polymiktische Talsperren mit längeren Verweilzeiten: Hier können schon relativ kleine Absenkungen erhebliche Auswirkungen auf die Trophie besitzen (z. B. die sächsischen Talsperren Bautzen, Quitzdorf oder SP Radeberg 2). In diesen Sperren spielen Sedimenteinfluss und Phosphor-Rücklösungsprozesse eine große Rolle.
- 3) Geschichtete Talsperren mit mittleren Tiefen von 6 bis ca. 11 m: Absenkungen verursachen eine Veränderung in der thermischen Schichtung und können z. B. im Spätsommer eine frühere Mixis auslösen. Ursachen der erhöhten Trophie sind u. a. die Nährstoffeinmischung aus dem Tiefenwasser und/oder eine zweites Biomassemaximum im Herbst. Beispielseen sind Diemeltalsperre (HE) und TS Muldenberg (SN).
- 4) Stark gegliederte Mittelgebirgstalsperren mit mittleren Tiefen von rund 11-18 m mit zahlreichen Zuflüssen und entsprechend vielen Buchten, Stauwurzel- und Flachwasserbereichen: Diese reagieren ebenfalls schon bei geringeren Absenkungen mit Trophie-Erhöhung, da hier sedimentbürtige Nährstoffe aus den Uferbereichen eingetragen oder aus der Rücklösung stammend eingemischt werden. Die sensitiven Talsperren sind meist schwach mesotroph bis schwach eutroph, wie z. B. TS Dröda, TS Pöhl und Saidenbach (SN) sowie Oleftalsperre (NW).
- 5) Tiefe Talsperren – oft zur Trinkwassergewinnung – meist mit mittleren Tiefen von 12 bis über 20 m: Die meist oligotroph bis höchstens sehr schwach mesotrophen Talsperren werden auch durch höhere Pegelschwankungen in ihrer Trophie nicht beeinflusst. Beispiele sind TS Lichtenberg und Eibenstock (SN), Möhne-, Verse und Ennepetalsperre (NW).

Als Fazit wurde damals gezogen, dass die Empfindlichkeit von Talsperren auf Absenkungen sehr unterschiedlich ausfällt und von der **mittleren Tiefe**, dem **Schichtungsverhalten**, der **Gestalt der Talsperre** (z. B. Uferentwicklung, Tiefenverteilung), der **Trophie-Historie** (Maß der Sedimentrücklösung) und dem **aktuellen Trophiestatus** abhängig ist.

Die trophische Verschlechterung wurde in den damaligen Analysen anhand von "Probenwerten", d. h. Tageswerte der Probenahmeterminale Chemie und/oder Biologie und Seepegelstand abgeleitet. Das Geschehen innerhalb eines Jahrgangs war dabei von Interesse. Ein umfassender Vergleich zwischen Jahren mit stark unterschiedlicher Hydrologie bzw. unterschiedlichen Bewirtschaftungssituationen war auf der damaligen relativ kleinen Datenbasis kaum möglich. Dies soll im vorliegend berichteten Projekt mit einer umfangreicheren Datengrundlage möglich werden.

## 2.2 Dateneingang, Selektion eines Analysedatensatzes und Vorgehensweise

Die aktuell erfolgte Datensammlung zu Wasserspiegelschwankungen in Talsperren umfasst Seepegeldaten von insgesamt 83 Gewässern. Für diese liegen z.T. bis zu 40 Jahrgänge Seepegeldaten vor. In der Regel sind im durch WRRL-Monitoring begleiteten Zeitraum ca. 5 bis 10 Jahrgänge für die Betrachtung interessant. Für einige der 83 Talsperren lagen im Projekt zu wenige Daten (Seepegeldaten und/oder Trophiedaten/PSI) für eine Einbeziehung in die Fragestellung vor. In über 30 Talsperren konnten in der Vorprüfung keine größeren Stauspiegelabsenkungen gefunden werden.

Alle Talsperren, für die Tagesmittelwerte des Seepegels geliefert bzw. nachträglich angefragt worden waren, sind in der Tabelle 1 aufgeführt. Ebenso enthält die Tabelle Sperren, für die nur eine geringere Anzahl hydrologischer Daten pro Jahr vorlagen, diese jedoch langjährig waren und Absenkungen anzeigten, welche mit ausreichend vielen und plausiblen Trophiedaten in Zusammenhang gebracht werden konnten. Für 68 Talsperren wird die zum Abschluss des Projektes vorliegende Datenlage beschrieben. Viele Sperren besitzen regelmäßige Schwankungen, d. h. einen Jahresgang (s. Tabelle 1) mit Höchstständen meist im Frühjahr und anschließendem Pegelrückgang mit Tiefststand im Winter.

In einer **ersten Datenabfragephase** waren für viele der 83 Talsperren noch keine Tagesmittelwerte geliefert worden. Insbesondere für die sächsischen Talsperren, welche aufgrund ihrer Vielzahl und der guten trophischen Dokumentation (s. Tabelle 1) eine wichtige Datengrundlage darstellen, lagen die Wasserstände nur für die Probenahmetage (Trophie und/oder Phytoplankton) vor. Ebenso waren für viele der nordrhein-westfälischen Talsperren kaum Seepegelstände vorhanden.

Dennoch wurde auf diesem aus jetziger Sicht älteren Datenstand eine Datenanalyse durchgeführt, welche sich mit einer Auswahl von 32 Talsperren mit größeren Absenkungen intensiver befasste. In dieser Auswahl wurden die "sehr guten" und "guten" Sperren noch mitgeführt, obwohl für diese gemäß EG-WRRL und CIS-Guidance (CIS 2.2 – HMWB 2002) keine Potenzialermittlung notwendig ist. Für alle dieser 32 Talsperren wurden kombinierte Abbildungen (Seepegel + "Trophieparameter") angefertigt (Beispiele in den Kap. 2.3.1 und 2.3.2), in welchen die Reaktion der trophischen Kenngrößen auf Pegelabsenkungen nachvollzogen wurden. Für die Darstellung und Auswertung mussten für einen Teil der Seen die Kenngrößen Stauziel und Pegelnullwert nachrecherchiert oder grafisch ermittelt werden. Korrekturen der amtlichen Angaben waren vereinzelt ebenfalls notwendig, um plausible Abbildungen und Angaben zu gewinnen. Die Ergebnisse dieser Analyse sind im Kap. 2.3 dargestellt und zusammengefasst.

Aus diesen Befunden heraus wurde eine **spezifizierte zweite Datenabfrage** in den Bundesländern angestrengt, welche dann zu dem in Tabelle 1 dargestellten Endstand (Januar 2015) führte. Der letzte Auswerteschritt (Potenzialermittlung mittels Seetypwechsel, s. Kap. 2.4 und 2.5), welcher sich im Wesentlichen mit denjenigen Sperren beschäftigt, die "mäßig und schlechter" sind und eine ausreichend gute Datenlage besitzen, wurde auf Basis einer weiteren Selektion der Seen durchgeführt.

Die Selektionskriterien waren:

- drei und mehr Jahrgänge mit Trophiedaten im hydrologisch dokumentierten Zeitraum
- durchgehende Seepegeldaten für mind. 5 jüngere Jahre
- plausible Chlorophyllwerte
- keine "sehr gute" oder stabil "gute" Zustandsklasse in den jüngeren bewertbaren Jahrgängen (da keine Potenzialermittlung notwendig!)
- keine stark bewirtschafteten Hochwasserschutzsperren mit kurzen Verweilzeiten (s. auch Gruppe 1) in Kap.2.1), welche oft eine Vielzahl von Schwankungen pro Jahr aufweisen (z. B. Liebensteinspeicher, Rothsee, Eixendorfer See oder TS Königshütte)

**Tabelle 1:** Liste der Talsperren/Speicher mit vorliegenden Seepiegel-Tagesmittelwerten oder mit weniger dichten Seepiegel-daten jedoch dokumentierten Absenkungen (Abs.) sowie ausreichend dicht vorliegenden Trophiedaten (PSI oder Trophieindex). **Orange unterlegt:** Kriterium begründet Ausschluss in den verschiedenen Analysen.

Talsperre	Pegeldaten Tagesmittel	stärkere/relevante Absenkungen	Trophiedaten/ Jahrgänge im hydro- logisch dokumentier- ten Zeitraum (PSI/Trophieindex)	aktuelle Bewertung PSI
Aabachtalsperre	2002-2014	Jahresgang	2	sehr gut
Altmuehlsee	2006-2014	Jahresgang	8	mäßig/unbefr.
Antrifftalsperre	2007-2008	vmtl. nein, nur Winterabsenkung	2	mäßig/unbefr.
Bevertalsperre	2002-2014	geringer Jahresgang mit Winterab- senkung, größere Abs.: 2003	2 (2007, 2011)	gut
Biggetalsperre	2000-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2003	5	mäßig
Diemeltalsperre	1998-2014	Jahresgang, größere Abs.: 2001, 2003	4	unbefr./schlecht
Driedorfer Talsperre	2007-2008	unklar, zu wenig Jahre	2	mäßig
Edertalsperre Waldecker Bucht	2005-2014	vorwiegend Jahresgang, größere Abs.: 2008, 2011	3 (mit 2008 und 2011)	mäßig/unbefr.
Eixendorfer See	1976-2014	viele kürzere Schwankungen insbes. nach oben wegen HW	3	unbefr.
Ennepetalsperre	2000-2013	Jahresgang	5	gut/mäßig
Foermitzstausee - Hauptbecken	1992-2014	Jahresgang	7	mäßig
Fürwiggetalsperre	2000-2013	Jahresgang mit geringer Schwan- kungsbreite um 3-4 m	3	sehr gut
Große Dhünnalsperre	2002-2014	Jahresgang, größere Abs.: 2003 und ab 2010	1 (2010)	sehr gut
Grosser Brombachsee	2006-2014	Jahresgang, nur geringe Schwan- kungsbreite von 1-2 m	8	gut/mäßig
Hennetalsperre	2000-2013	Jahresgang	5	unbefr.
Igelsbachsee	2000-2014	nein	9	mäßig
Kinzigtalsperre	2007-2008	nein, nur Winterabsenkung	2	mäßig/unbefr.
Krombachtalsperre	2010,2011	Absenkungen vorhanden aber Gesamtgeschehen unklar	2005,2008,2010-2013	gut
Liebensteinspeicher	2001-2014	Jahresgang mit kürzeren z.T. hohen Schwankungen, Winterabsenkung	3	schlecht
Möhnetsperre	2000-2013	Jahresgang mit geringer Schwan- kungsbreite um 3 m, größere Abs.: 2003 und 2006	5	gut/mäßig
Oleftalsperre	2008-2009	vmtl. Jahresgang	1	gut
Rothsee	2006-2014	viele kürzere Schwankungen/Jahr	3	unbefr.
Rottachsee	2006-2014	lediglich Winterabsenkung um 2 m, (d. h. außerhalb Vegetationsperio- de)	3	sehr gut/gut
Rurtalsperre	2009	vmtl. Jahresgang	1	gut
Sorpetalsperre	2000-2013	meist Jahresgang, größere Abs.: 2003 und 2006	5	gut/mäßig
SP Radeburg 2	2001-2014	vorwiegend Jahresgang, größere Abs.: 2008	14	mäßig/unbefr.
SP Witznitz	2001-2014	viele geringe (ca. 1 m) und kürzere Seepegelschwankungen pro Jahr, größere Abs.: 2013 und 2014	7 (ab 2006)	mäßig
Sylvensteinsee	2004-2014	Jahresgang	2	sehr gut



Talsperre	Pegeldaten Tagesmittel	stärkere/relevante Absenkungen	Trophiedaten/ Jahrgänge im hydro- logisch dokumentier- ten Zeitraum (PSI/Trophieindex)	aktuelle Bewertung PSI
<b>Trinkwassertalsperre Frauenau</b>	2009-2013	Jahresgang, Tiefststände im Frühjahr	5	gut
<b>Trinkwassertalsperre Mauthaus</b>	2004-2014	Jahresgang (insgesamt geringe Schwankung)	8	sehr gut
<b>TS Leibis-Lichte</b>	2008-2013	selten Absenkungen, größere Abs.: 2012 (sehr junge Talsperre, Endpegelstand erst ca. 2008 erreicht)	4	sehr gut
<b>TS Bautzen</b>	2001-2014	vorwiegend Jahresgang	14	unbefr./schlecht
<b>TS Bleiloch</b>	2009-2013	Jahresgang	4 (Chl a plausibel?)	mäßig/unbefr.
<b>TS Cranzahl</b>	keine Tagesmittel	unklar, zu wenig Jahre	2	sehr gut
<b>TS Dachwig</b>	2008-2013	nein	3	mäßig
<b>TS Dröda</b>	2000-2002, 2013	sehr selten Absenkungen, größere Abs.: 2002	15	gut
<b>TS Eibenstock</b>	keine Tagesmittel	nein	7	sehr gut
<b>TS Gottleuba</b>	keine Tagesmittel	vorwiegend Jahresgang mit geringer Schwankungsbreite um 3-4 m	15	sehr gut
<b>TS Heyda</b>	2008-2013	nein	3	unbefr.
<b>TS Hohenleuben</b>	2008-2013	selten Absenkungen, größere Abs.: 2011 und 2012	2 (2009, 2011)	unbefr.
<b>TS Hohenwarte</b>	2011-2013	nein	3 ( Chl a plausibel?)	mäßig
<b>TS Kelbra</b>	2009-2013	Jahresgang lediglich mit Winterabsenkung, kaum Abs. in der Vegetationsperiode (aufwändige Aufbereitung der Seepegeldaten notw.)	3	sehr gut
<b>TS Kleine Kinzig</b>	2007-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2008	7	sehr gut/(gut)
<b>TS Klingenberg</b>	keine Tagesmittel	unklar, zu wenig Jahre	8	sehr gut
<b>TS Königshütte</b>	2008, 2013	viele kürzere Schwankungen pro Jahr	3 (2008,2011,2013)	sehr gut/gut
<b>TS Lehmühle</b>	keine Tagesmittel	selten Absenkungen	9	sehr gut
<b>TS Lichtenberg</b>	keine Tagesmittel	selten Absenkungen	15	sehr gut
<b>TS Malter</b>	2001-2014	selten Absenkungen, größere Abs.: 2003 und 2006	14	mäßig
<b>TS Muldenberg</b>	keine Tagesmittel	selten Absenkungen	10	sehr gut
<b>TS Ohra</b>	2008-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2011	5	sehr gut/(gut)
<b>TS Pöhl</b>	2001-2014	selten Absenkungen, größere Abs.: 2003/2004 und 2010	14	mäßig/unbefr.
<b>TS Quitzdorf</b>	2001-2014	Jahresgang. größere Abs.: 2001, 2003 und 2012	14	mäßig/unbefr.
<b>TS Rappbode</b>	2004-2013	vorwiegend Jahresgang	13	gut/mäßig
<b>TS Ratscher</b>	2008-2013	Jahresgang	4	mäßig
<b>TS Saidenbach</b>	keine Tagesmittel	selten Absenkungen	15	gut

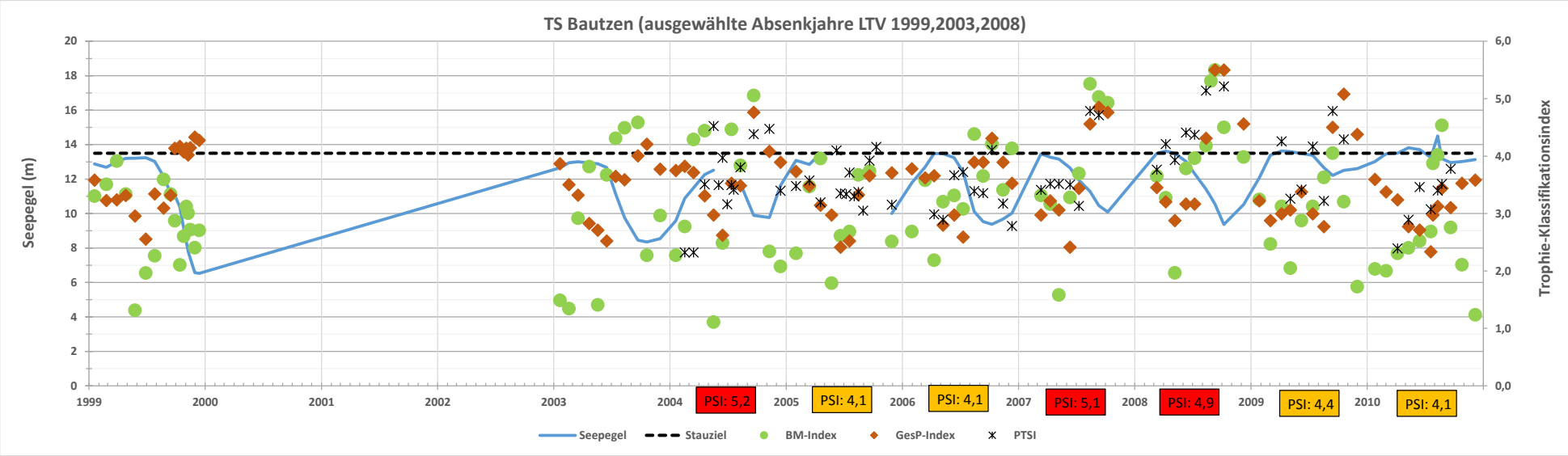
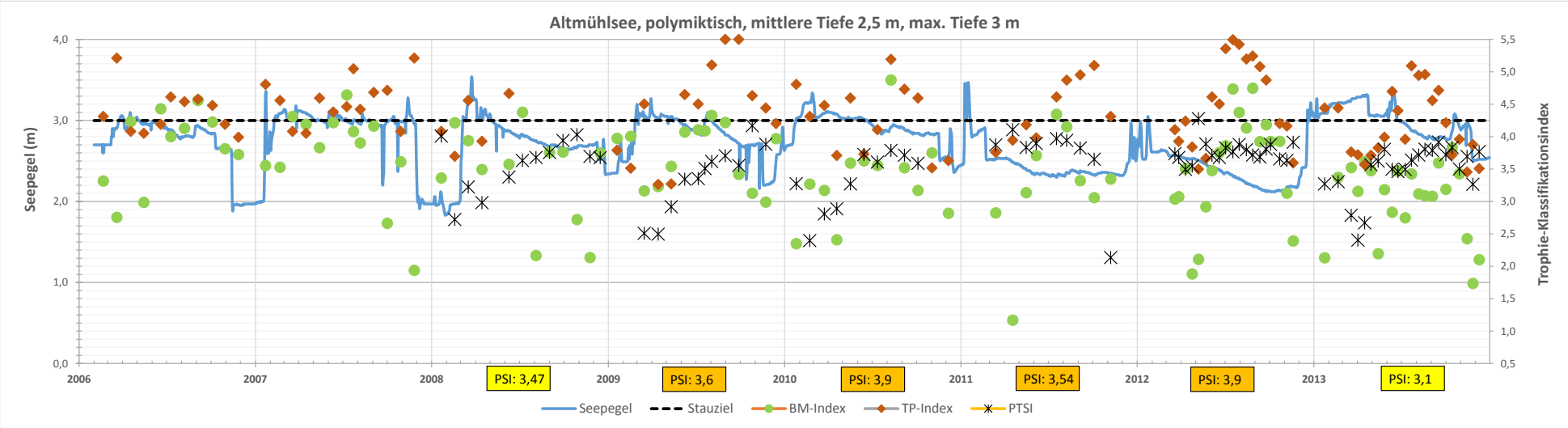
Talsperre	Pegeldaten Tagesmittel	stärkere/relevante Absenkungen	Trophiedaten/ Jahrgänge im hydro- logisch dokumentier- ten Zeitraum (PSI/Trophieindex)	aktuelle Bewertung PSI
<b>TS Schmalwasser</b>	2008-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2011	2 (nicht 2011)	sehr gut
<b>TS Schönbrunn</b>	2008-2013	vorwiegend Jahresgang	5	sehr gut
<b>TS Seebach</b>	2008-2013	nein	3	mäßig
<b>TS Weida</b>	2008-2013	nein, außer Winterabsenkung	3	mäßig
<b>TS Wendefurth</b>	2007, 2009- 2013	Jahresgang mit Winterabsenkung, viele kürzere Schwankungen, 2012 war Sanierung?	3	mäßig
<b>TS Werda</b>	keine Tagesmittel	Jahresgang bei etwa der Hälfte der vorliegenden Jahre	11	sehr gut
<b>TS Wippra</b>	2009-2013	Jahresgang mit Winterabsenkung	2	mäßig
<b>TS Zeulenroda</b>	2008-2013	selten Absenkungen, größere Abs.: 2011	3	sehr gut/gut
<b>Urfttalsperre</b>	2006-2007	vmtl. Jahresgang	1	gut
<b>Versetalsperre</b>	2000-2013	meist Jahresgang, größere Abs.: 2003	5	sehr gut
<b>Wahnachtalsperre</b>	2000-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2008	2 (nicht 2008)	sehr gut
<b>Wehebachtalsperre</b>	2007	vmtl. Jahresgang	0	keine Trophiedaten
<b>Wuppertalsperre</b>	2002-2014	Jahresgang, größere Abs.: 2003, 2009 und 2011	2 (nicht Absenkjahre)	gut/mäßig

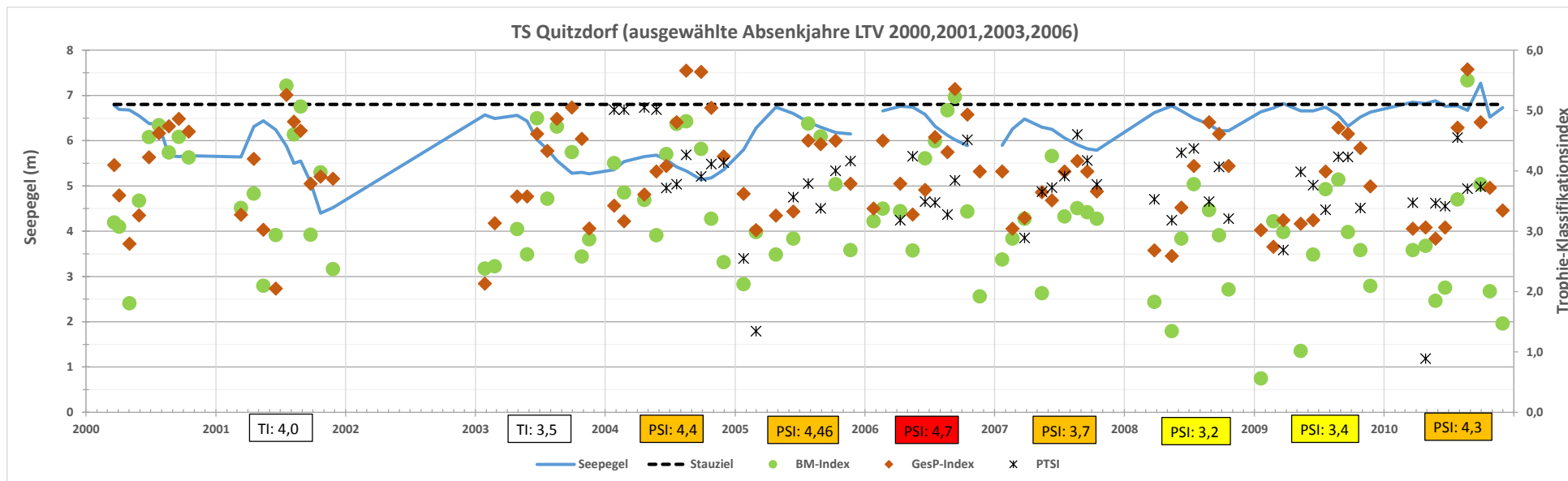
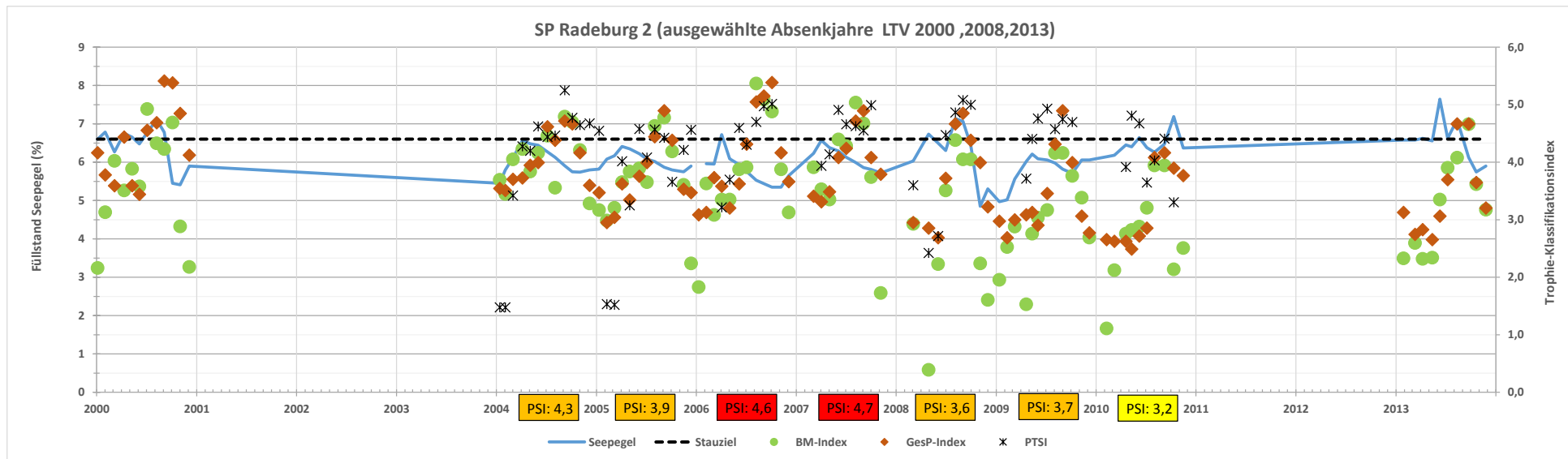
Als Richtschnur für relevante Absenkungen bei geschichteten Seen wurden Pegelabsenkungen von mind. 2 m angesehen. Bei polymiktischen Seen können bereits Absenkungen von unter 1 m Veränderungen auslösen und wurden dementsprechend berücksichtigt.

### 2.3 Grafische Analyse in 32 Talsperren mit Absenkungen

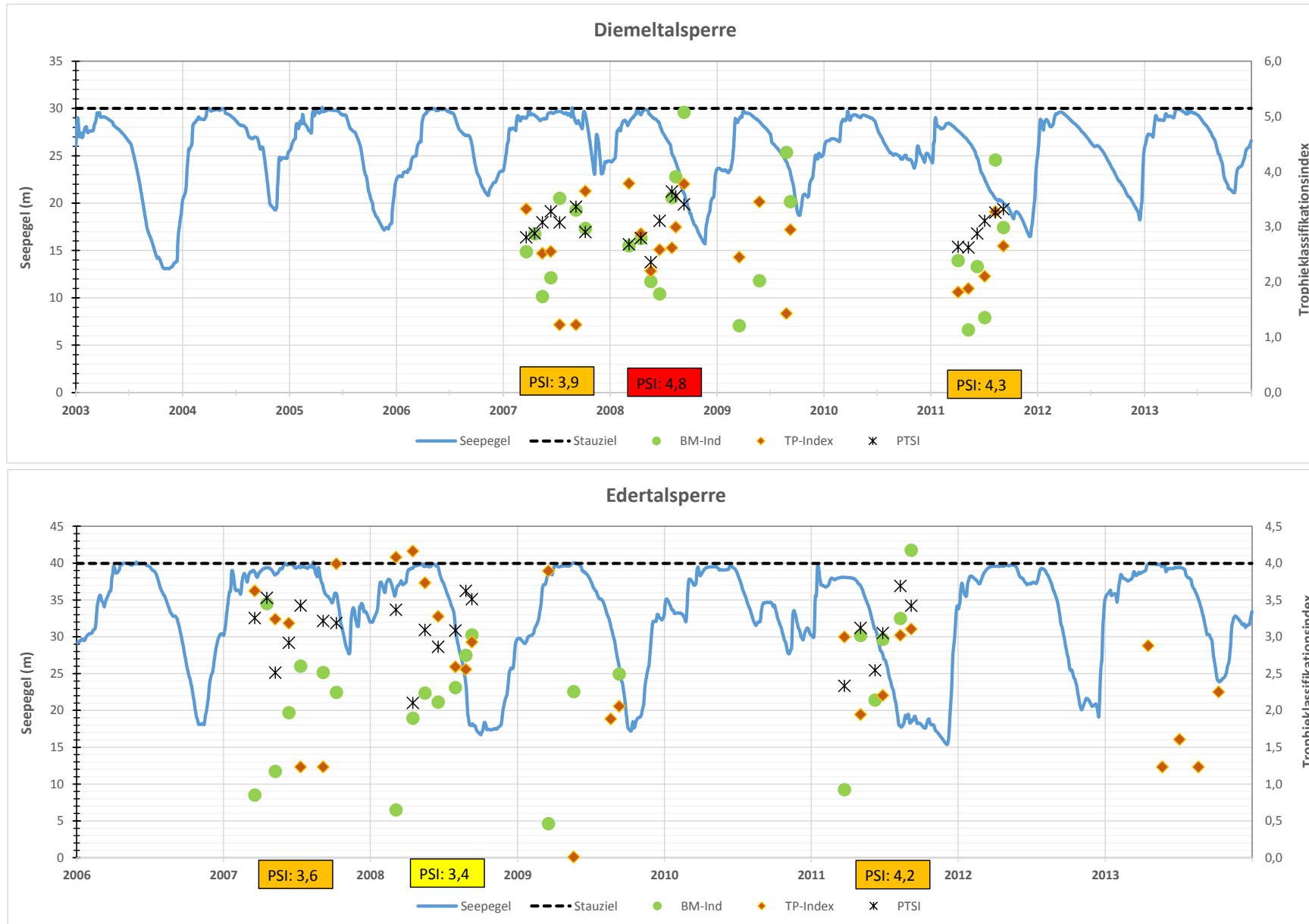
In folgenden Kapiteln 1.1 und 2.3.2 sind Beispiele der grafischen Analyse aufgeführt. In den Abbildungen sind die vorliegenden Jahrgänge des Seepiegels und die Trophiekenngößen BM-Index (= Biomasse-Index = Mittelwert aus Chlorophyll a- und Phytoplanktonbiovolumen-Index), TP-Index (Gesamtphosphor-Saison-Index) und PTSI an den Probenahmeterminen dargestellt. Daneben wurde zur Beurteilung der Bewertungsrelevanz des Geschehens der Phyto-See-Index mitgeführt. Falls dieser nicht vorliegt, wird z. T. der Trophieindex nach LAWA vermerkt. Vier der dargestellten Beispiel-Talsperren sind polymiktisch, 10 sind geschichtet.

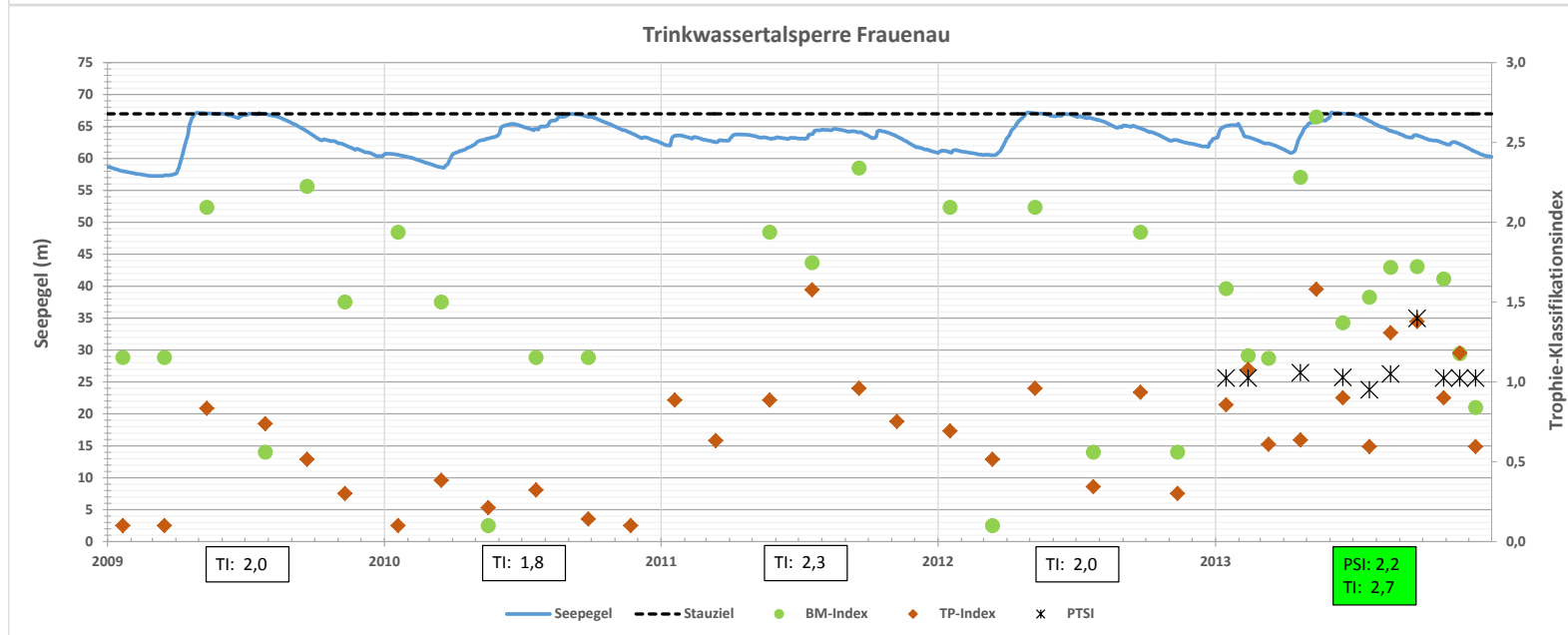
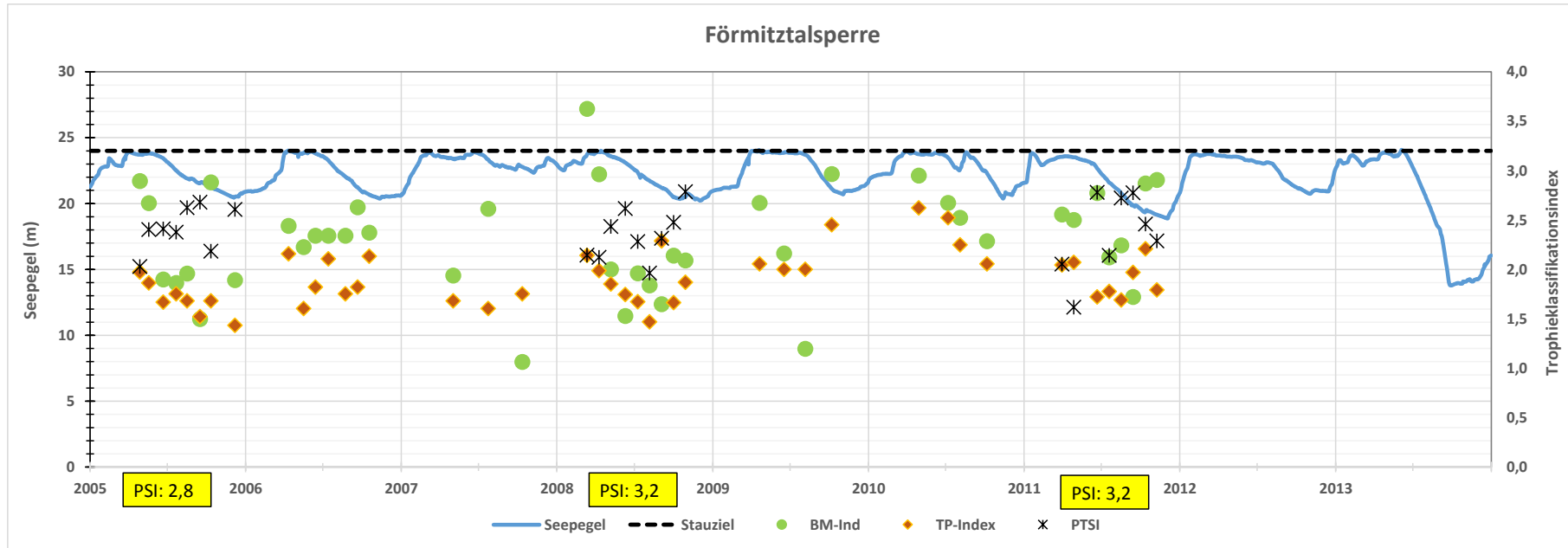
2.3.1 Seepiegel und Trophieparameter in polymiktischen Talsperren - Beispiele

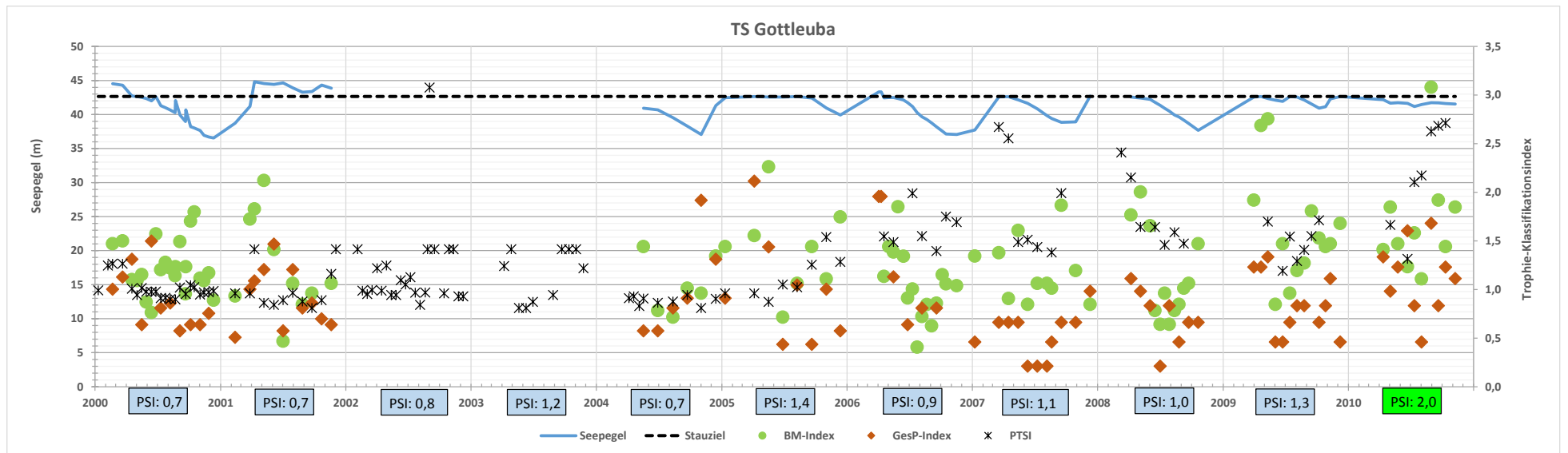
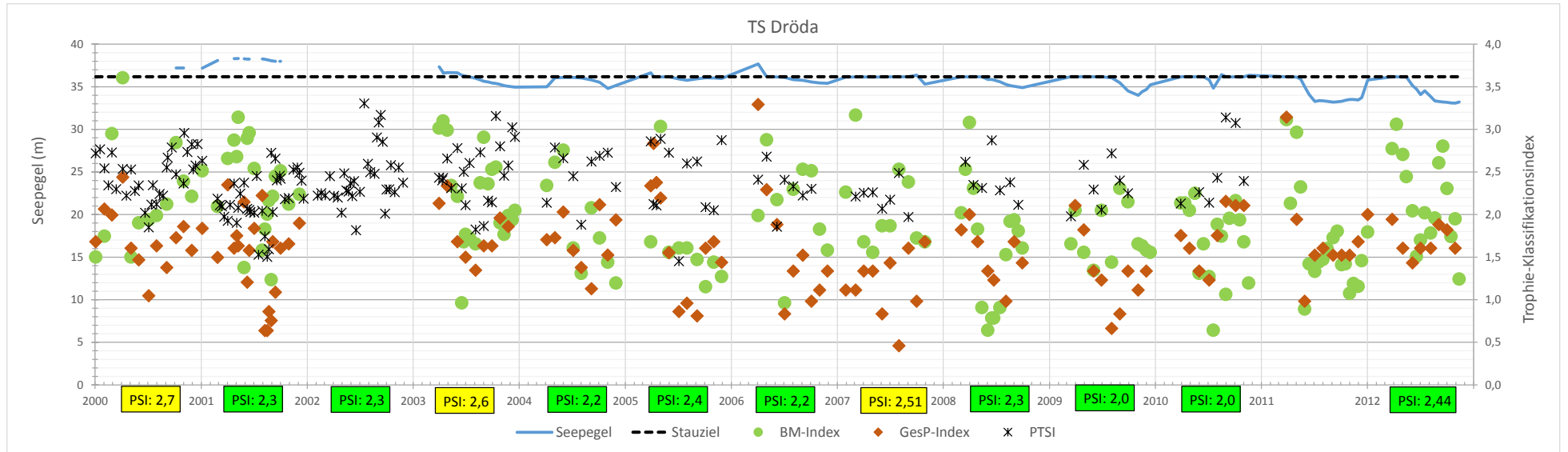


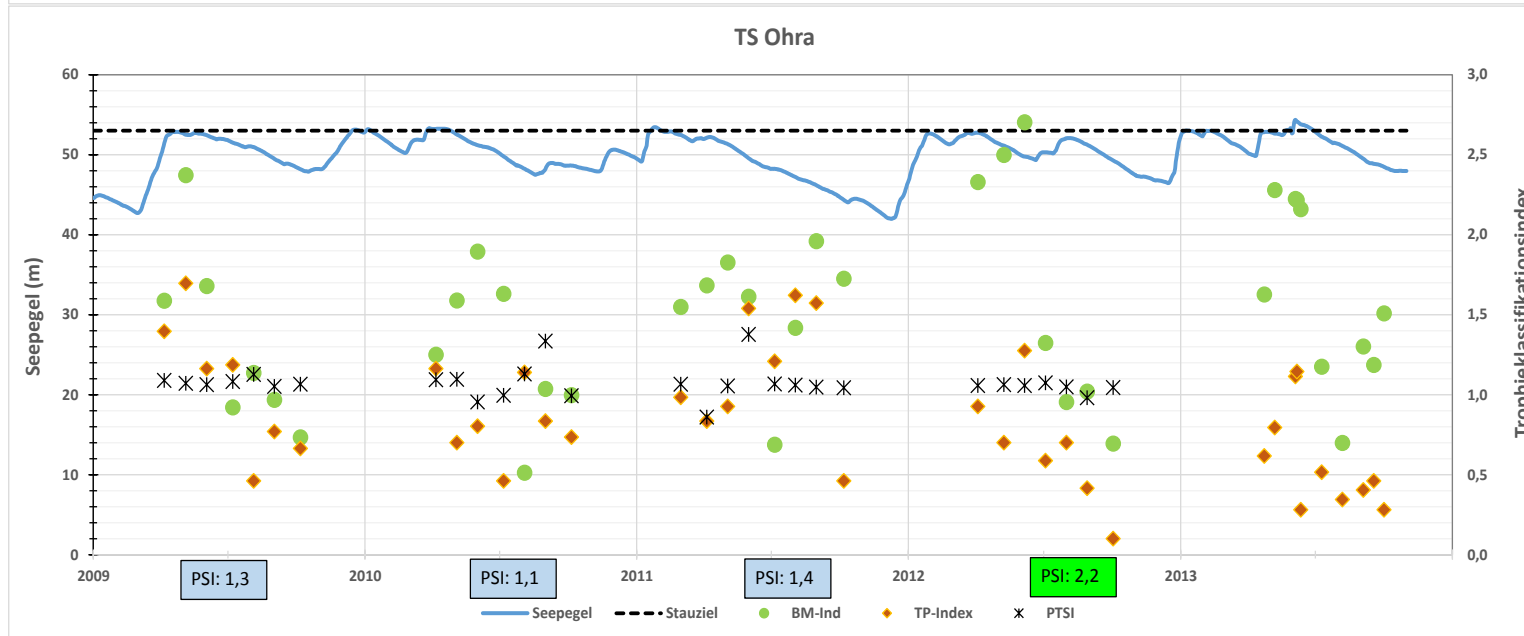
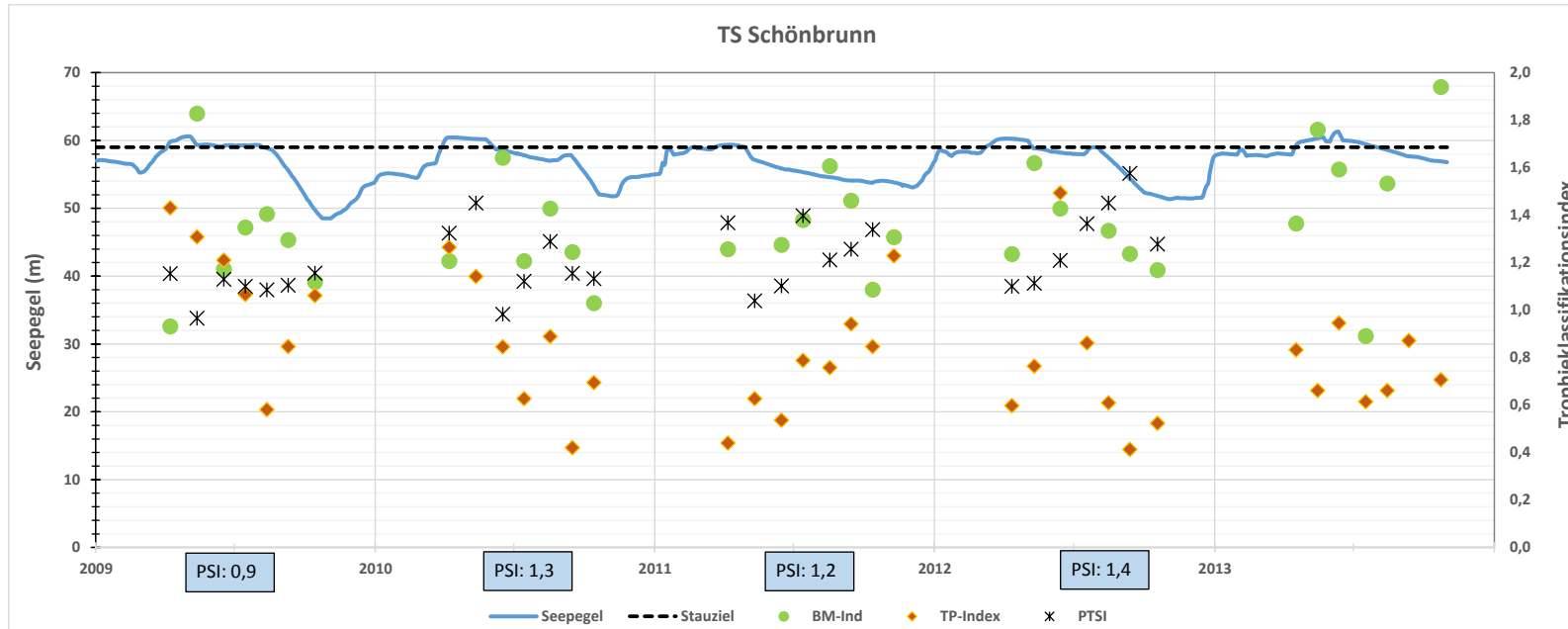


### 2.3.2 Seepiegel und Trophieparameter in geschichteten Talsperren - Beispiele

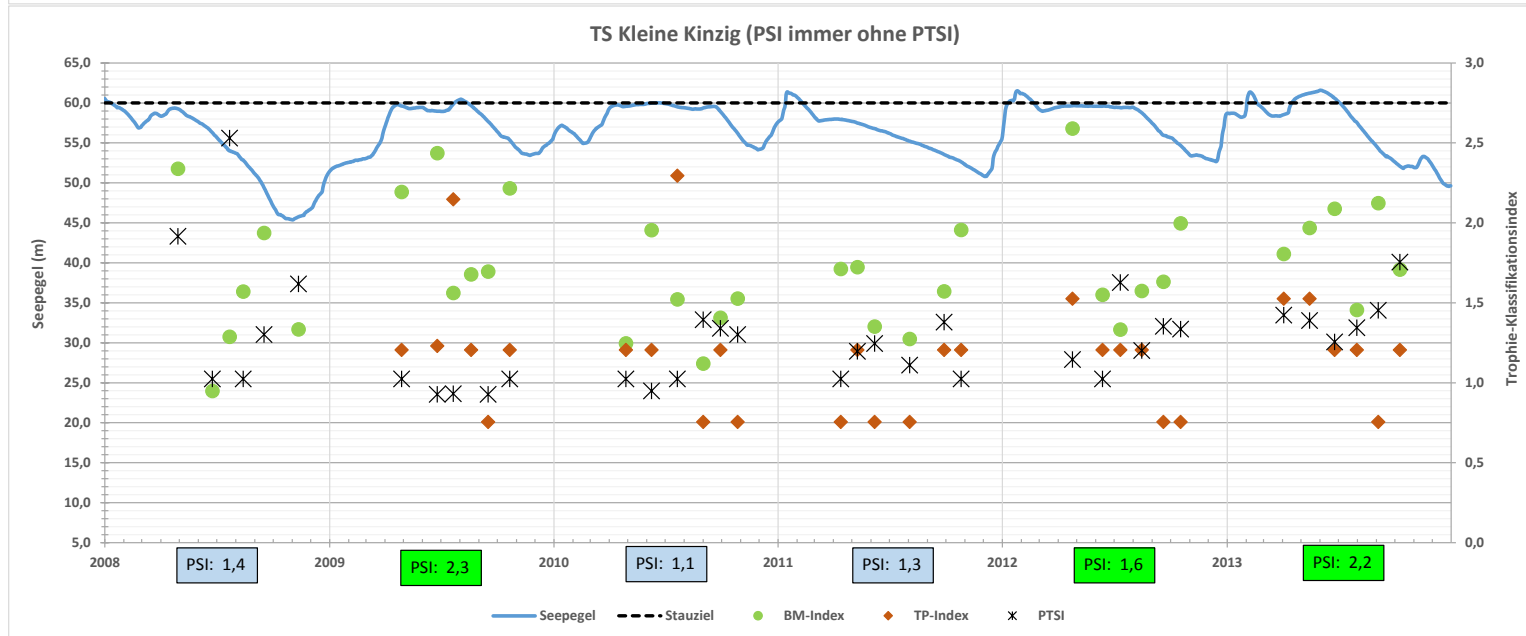
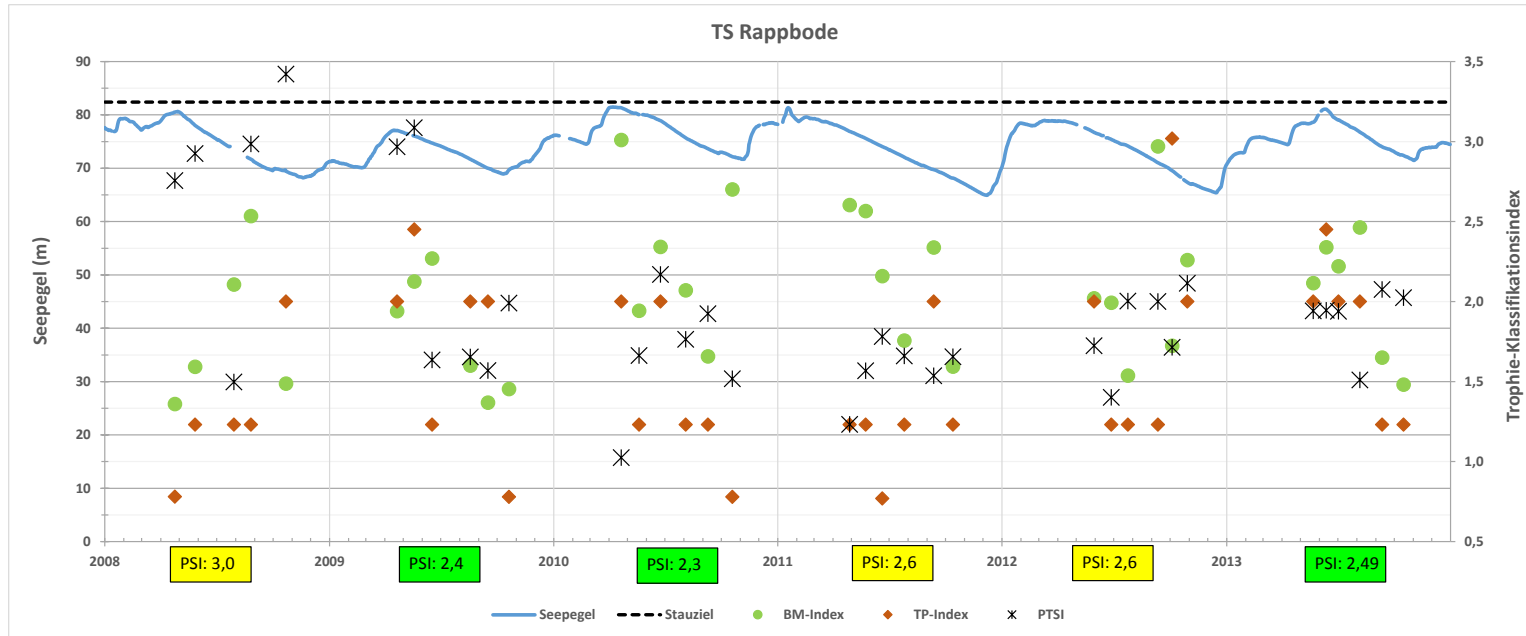












### 2.3.3 Zwischenergebnis und Fazit aus den Abbildungen der Talsperrenjahrgänge

**Aus der grafischen Prüfung der Abbildungen der 32 Talsperren (s. Kap. 2.3.1 und 2.3.2 sowie Tabelle 3) ergeben sich folgende Besonderheiten:**

Unter Einbeziehung längerer Zeitreihen wurde deutlich, dass viele Talsperren über die häufig praktizierte winterliche Pegelabsenkung (meist zum Hochwasserschutz) hinaus mehr oder weniger ausgeprägte Jahrgänge aufweisen, d. h. "Absenkjahre" eigentlich die Regel sind. Abhängig von der Witterung oder Nutzungsintensität (z. B. zur Niedrigwasseraufhöhung flussabwärts liegender Flussabschnitte oder Schifffahrtskanäle) ergeben sich lediglich unterschiedliche Ausprägungen der Absendynamik. Beispiele sind u. a. Diemel-, Eder- und Biggetalsperre, TS Rappbode oder TS Ohra. Von den 32 Talsperren im verdichteten Datensatz weisen 19 regelmäßige Absenkungen in Form von meist deutlichen Jahrgängen auf (s. Tabelle 3). Die Absenkungsphasen können schon im Frühjahr beginnen meist jedoch zur Jahresmitte bis spätestens September. In den übrigen 13 Talsperren, welche größtenteils zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, treten Absenkjahre ausschließlich witterungsbedingt und seltener auf.

**Tabelle 2:** Ergebnis der grafischen Auswertung der 32 Talsperren (TS) mit Stauspiegelabsenkungen.

PP-Seetyp	TS Gesamtzahl	TS mit GÖP "gut+besser"	TS mit GÖP "mäßig+schlechter"	TS mit regelmäßigen Absenkungen "Jahresgang"	TS mit Auswirkungen auf die Trophie
5	10	5	5	4	4
7	1	--	1	1	1
6.1	1	--	1	1	1
6.2	1	--	1	1	1
6.3	1	--	1	1	1
8	7	5	2	3	1
9	9	7	2	7	1
10.2k	1	--	1	--	1
11.2k	1	--	1	1	1
<b>Summe</b>	<b>32</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>18</b>

In 18 Talsperren wurden Trophieänderungen in Folge von Seepegelschwankungen erkannt (s. Tabelle 3). Bei den Talsperren, die ohnehin im Normalfall schon einen deutlichen Jahresgang aufweisen, wurden in dieser Analyse vom normalen Maß abweichende Jahre betrachtet. Es ist nicht festzustellen, dass in dieser Gruppe nur eutrophere TS vorkommen, vielmehr sind 8 TS davon im "sehr guten" und stabil "guten" Zustand. In den "sehr gut" und "gut" bewerteten TS Kleine Kinzig, Ohra, Dröda und Eibenstock fällt die Reaktion erst im Folgejahr deutlicher aus, oft mit einer erhöhten Frühjahrsblüte. Hinsichtlich der Empfindlichkeit auf Absenkungen sind demnach nicht ausschließlich eutrophere Talsperren betroffen.

In 14 Talsperren wurden keine Reaktionen bzw. bewertungsrelevante Veränderungen nach und während Absenkungen gefunden. In dieser Gruppe waren die "sehr guten" Talsperren überrepräsentiert, drei sind "mäßig" und eine "unbefriedigend".

**Tabelle 3:** Ergebnis der grafischen Gegenüberstellung von Hydrologie und Güteparametern in 32 Talsperren mit Seepegelabsenkungen. ÖZK-Farben, zzgl. hellblau = polymiktische Seen, hellgrün = Trophieauswirkungen bei Absenkungen, rot = Trophieauswirkungen erst im Folgejahr.

Talsperre	wasserwirtschaftliche Nutzungen (vorrangig)	Art der Seepegelschwankungen	aktuelle Bewertung	Auswirkung stärkerer Seepegelschwankungen auf die Bewertung	PP-Seetyp	mittlere Tiefe (m)	GÖP relevant
Altmuehlee	NWA, Überl., HW	Jahresgang	mäßig/unbefr.	ja, z.T.	6.3	3	ja
Biggetalsperre	NWA, TW, im Winter HW	Jahresgang	mäßig	ja wahrsch. wenig Jahrgänge	9	19	ja
Diemeltalsperre	NWA, HWS	Jahresgang	unbefr./schlecht	ja	5	11	ja
Edertalsperre Waldecker Bucht	NWA, HWS	vorwiegend Jahresgang	mäßig/unbefr.	ja, z.T.	5	16	ja
Ennepetalsperre	TW	Jahresgang	gut/mäßig	ja, wenig Jahrgänge vorl.	8	12	ja
Foermitztausee	NWA	Jahresgang	mäßig	eher nein	8	8	ja
Fürwiggetalsperre	TW, NWA	selten Absenkungen	sehr gut	nein	8	9	nein
Hennetalsperre	NWA, HW, WK	leichter Jahresgang	unbefr.	eher nein, wenig Jahrgänge vorl.	7	18	ja
Möhetalsperre	NWA	leichter Jahresgang	gut/mäßig	eher nein, wenig Jahrgänge vorl.	5	13	ja
SP Radeburg 2	TW, Uferfiltrat	vorwiegend Jahresgang	mäßig/unbefr.	ja	11.2k	2	ja
SP Witznitz	NWA	viele kleinere Seepegelschwankungen	mäßig	eher ja	10.2k	10	ja
Trinkwassertalsperre Frauenau	TW	Jahresgang, Tiefststände im Frühjahr	gut	keine Auswirkung erkannt	9	23	nein
Trinkwassertalsperre Mauthaus	TW	vorwiegend Jahresgang	sehr gut	ja	9	19	nein
TS Bautzen	WK, HW	vorwiegend Jahresgang	unbefr./schlecht	ja, z.T. Zeitpunkt des Beginns der Abs. entscheidend	6.1	7	ja
TS Cranzahl	TW	unklar, zu wenig Jahre	sehr gut	unklar	8	11	nein
TS Dröda	TW	selten Absenkungen	gut	ja 2012, ist Folgejahr	5	13	nein
TS Eibenstein	TW	sehr selten Absenkungen	sehr gut	2003 nein, eher im Folgejahr	9	20	nein
TS Gottleuba	TW	geringer Jahresgang mit wenigen Ausnahmejahren	sehr gut	nein	5	19	nein
TS Kleine Kinzig	TW	Jahresgang	sehr gut/(gut)	meist im Folgejahr mit höh. Frühjahrsblüte	9	22	nein
TS Klingenberg	TW, HW	unklar, zu wenig Jahre	sehr gut	nein	8	15	nein
TS Lehmühle	TW, WK	selten Absenkungen	sehr gut	nein	9	17	nein
TS Lichtenberg	TW	selten Absenkungen	sehr gut	eher nein, 2003 eher witterungsbedingt hohe Frühjahrsblüte, da noch vor Absenkung	5	14	nein
TS Malter	HW, WK	selten Absenkungen	mäßig	eher nein	5	9	ja
TS Muldenberg	TW	selten Absenkungen	sehr gut	ja	8	6	nein
TS Ohra	TW	Jahresgang	sehr gut/(gut)	ja, im Folgejahr	9	22	nein
TS Pöhl	HW, NWA	selten Absenkungen	mäßig/unbefr.	ja deutlich	5	15	ja
TS Quitzdorf	HW, NWA	Jahresgang	mäßig/unbefr.	ja	6.2	3	ja
TS Rappbode	TW, HW	vorwiegend Jahresgang	gut/mäßig	ja	9	25	ja
TS Saldenbach	TW	selten Absenkungen	gut	ja	5	16	nein
TS Schönbrunn	TW	vorwiegend Jahresgang	sehr gut	eher nein	9	24	nein
TS Werda	TW	Jahresgang bei etwa der Hälfte der vorliegenden Jahre	sehr gut	ja	8	7	nein
TS Zeulenroda	TW, HW	selten Absenkungen	sehr gut/gut	eher nein, nur ein hoher GesP-Wert	5	13	nein

Die Seepegel der vier polymiktischen Sperren im Datensatz die TS Bautzen, SP Radeburg 2, Altmühlsee und TS Quitzdorf schwanken im Jahresgang und reagieren auf darüber hinaus gehende stärkere Absenkungen meist sogar mit einer Verschlechterung der Zustandsklasse von "mäßig" auf "unbefriedigend", bei der TS Bautzen von "unbefriedigend" auf "schlecht".

### **Fazit aus dem Verhalten von Talsperren bei Absenkung:**

Es ergibt sich eine große Individualität der Talsperren. Der Vergleich zwischen Absenkjahren und hydrologischen Normaljahren tritt als Fragestellung in den Hintergrund, da in vielen Talsperren das Absenkjahr das hydrologische Normaljahr darstellt.

Das Aufstellen von Regeln für Talsperrengruppen hinsichtlich der Reaktion ist schwierig, da meist für jede Art von Gruppenbildung zu viele Ausnahmen bestehen. Hinsichtlich der GÖP-Entwicklung ist deshalb vermutlich eine Einzelfallbetrachtung zielführend, welche über deren Verhalten bei Absenkungen hinaus die aktuelle Trophie, die Trophiehistorie, die speziellen Nutzungsrestriktionen und Verbesserungspotenziale hinsichtlich Mengenmanagement berücksichtigt.

17 der 32 Talsperren befinden sich in einem "sehr guten" oder stabil "guten" Zustand, der auch durch höhere Seepegelschwankungen (gemäß der vorliegenden Jahre) nicht gefährdet ist. Für diese ist eine Entwicklung des GÖP nicht notwendig.

Talsperren mit **seltenen Absenkungen** (im Prüfdatensatz 13 Stk.) könnten gemäß dem trophischen Geschehen von "Normaljahren" bewertet werden. In der Regel liegen ausreichend viele Untersuchungsjahre vor, um ungewöhnliche "wasserarme" Jahre unberücksichtigt zu lassen. 10 der TS in dieser Gruppe im Datensatz der 32 Sperren sind ohnehin "gut+besser". Eine TS im schlechteren Zustand ist z. B. die TS Pöhl, welche in Jahren ohne Absenkung im "mäßigen" Zustand ist und in Jahren mit niedrigeren Pegelständen in den "unbefriedigenden" oder gar "schlechten" Zustand wechselt.

Unter den 19 Talsperren mit **regelmäßigen Absenkungen** sind 7 Sperren im "gut+besser"-Zustand. Es verbleiben demnach im Beispieldatensatz 12 Sperren, für die eine GÖP-Betrachtung interessant ist. Darunter die vier polymiktischen und 8 geschichtete Sperren (s. Tabelle 3). Bei spezieller Filterung der Tabelle 3 wird deutlich, dass insbesondere die Sperren derjenigen Typen mit großem VQ/VTQ in schlechteren Zustandsklassen sind.

### Zur Potenzialbewertung dieser Sperren stehen zwei Fragen im Vordergrund:

Besitzt eine Talsperre mit regelmäßigen Stauspiegelabsenkungen, welche sich deutlich vom Stauziel entfernen, eine weniger strenge Referenztrophie als konstant bewirtschaftete Seen (nahe Stauziel) und kann somit milder bewertet werden?

Wie groß müssen die regelmäßigen Absenkungen sein, dass sich eine mildere Potenzialbewertung begründen lässt bzw. wie können Argumente gefunden werden?

Zur Beantwortung sollen für diese Gruppe weiterführende Datenanalysen durchgeführt werden. In der grafischen Analyse wurden bisher die trophischen Parameter und Seepegelstände auf Tagesbasis betrachtet (Seepegel in Tagesmittel, Trophieparameter am Probenahmetag). Um die Auswirkung auf die Bewertung zu messen, welche sich beim Phytoplankton auf ganze Jahrgänge bezieht, wurden im Kap. 2.5 Grafiken auf Basis von Jahreswerten erstellt.

## 2.4 Auswirkung von regelmäßigen Absenkungen auf die Trophie auf Jahrgangsebene

Für die Auswertung auf Jahrgangsebene wurden nur diejenigen Talsperren-Datensätze herangezogen, für die mindestens 5 Jahrgänge Seepegeldaten und Trophieparameter bzw. der LAWA-Trophieindex vorlagen. Darüber hinaus standen in dieser Auswertung die "mäßig+schlechteren" Sperren mit regelmäßigen Absenkungen im Fokus (s. Abb. 2). Zum Vergleich wurden jedoch zusätzliche Abbildungen von Talsperren im gemäß PSI "sehr guten" und "guten" Zustand (TWT Frauenau, TS Kleine Kinzig, Ohra und Schönbrunn sowie Versetalsperre) sowie Talsperren mit seltenen Absenkungen angefertigt (TS Malter und Pöhl, s. Tabelle 4 blau unterlegt und Abb. 3). Zur Abbildung wurde der LAWA-Trophieindex verwendet, da dieser häufiger als der PSI vorlag.

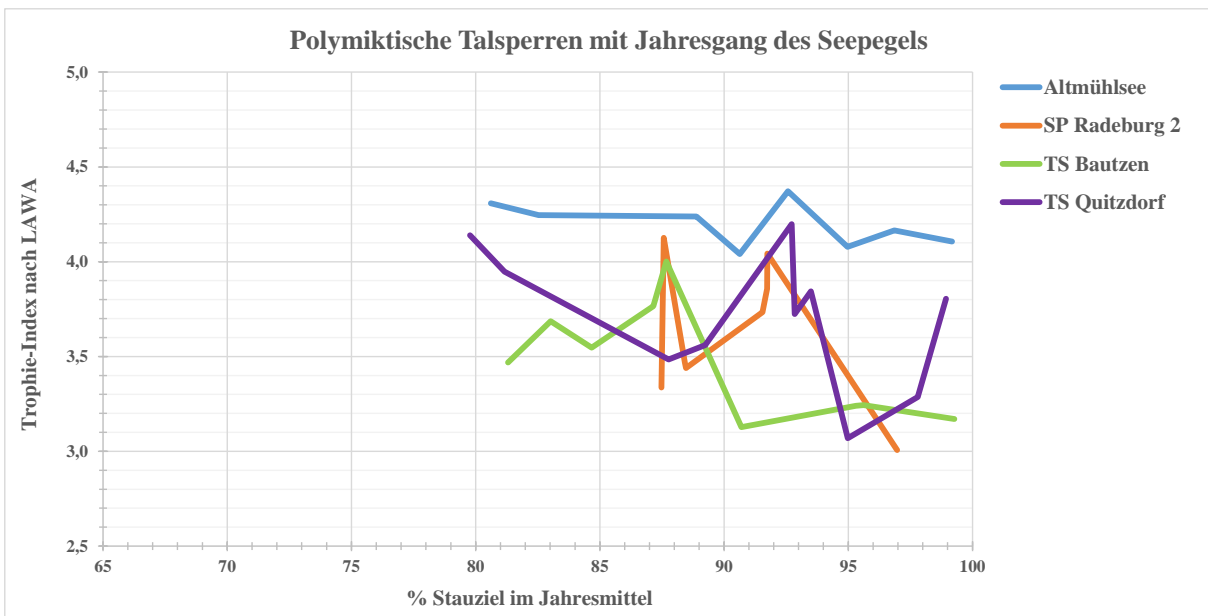
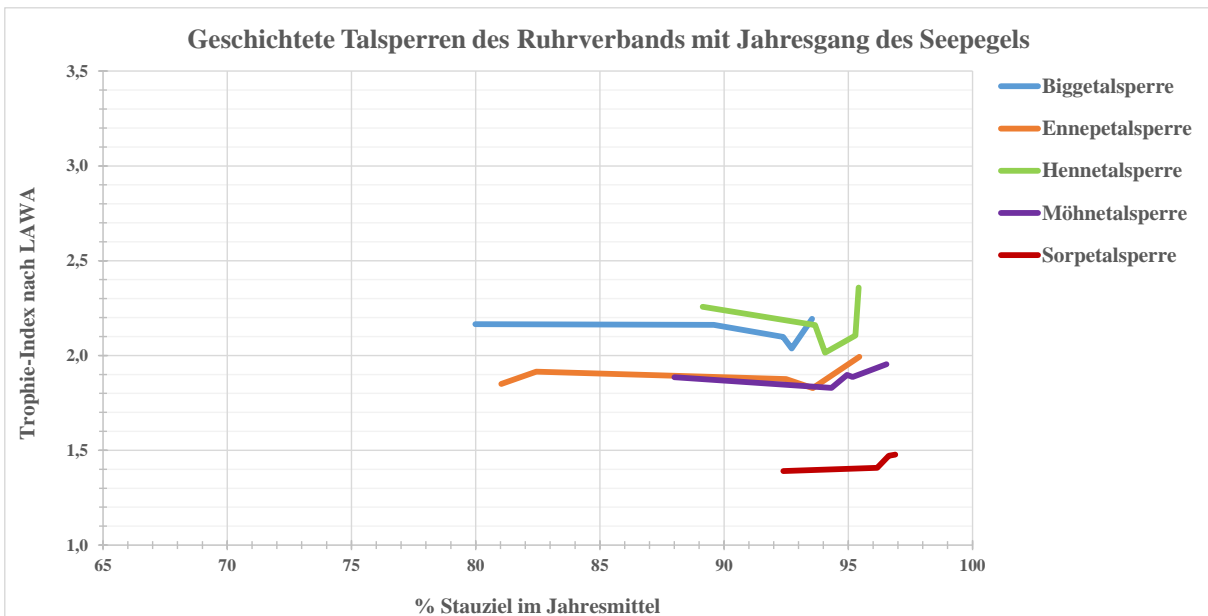
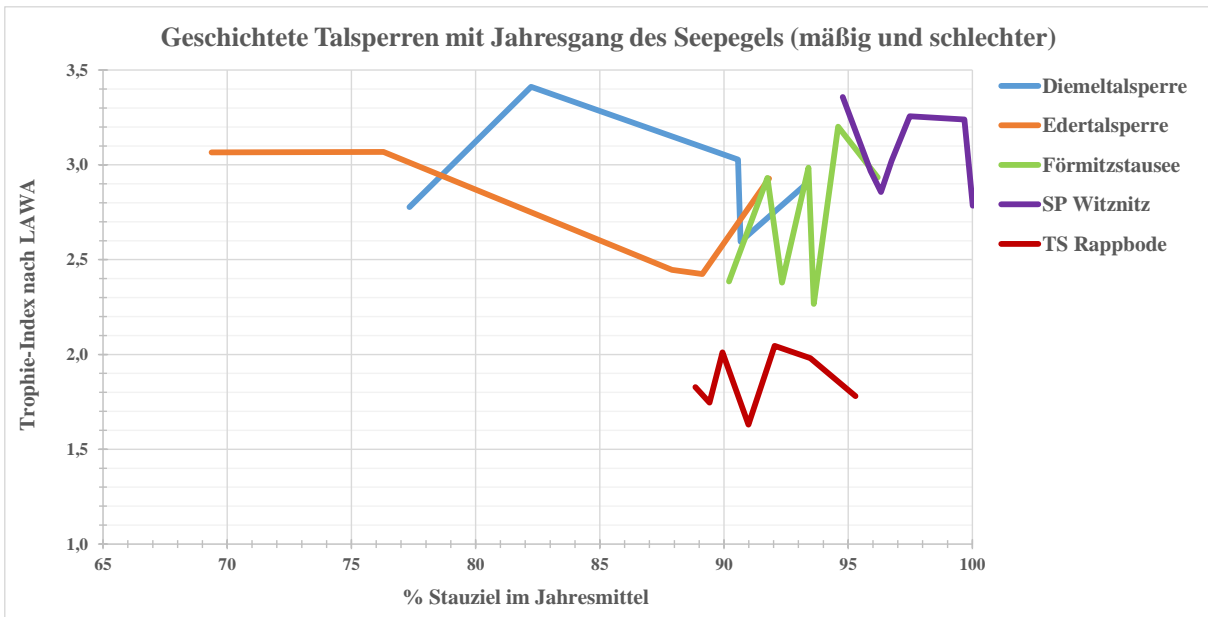
**Tabelle 4:** Liste der Talsperren mit und ohne Jahresgang des Seepiegels für die Analyse auf Jahrgangs-Basis. Rot unterlegt = geringere Seepegelschwankungen, blau unterlegt = nur selten Absenkungen, orange unterlegt = keine Potenzialermittlung notwendig.

Talsperre	Pegeldaten Tagesmittel	stärkere/relevante Absenkungen	Trophiedaten im hydrol. Zeitraum (PSI und/oder Trophieindex)	aktuelle Bewertung
Altmuehlee (1343130000)	2006-2014	Jahresgang	8	mäßig/unbefr.
Biggetalsperre	2000-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2003	5	mäßig
Diemeltalsperre	1998-2014	Jahresgang, größere Abs.: 2001, 2003	4	unbefr./schlecht
Edertalsperre Waldecker Bucht	2005-2014	vorwiegend Jahresgang, größere Abs.: 2008, 2011	4 (mit 2008 und 2011)	mäßig/unbefr.
Ennepetalsperre	2000-2013	Jahresgang	5	gut/mäßig
Foermitzstausee - Hauptbecken (5611192200)	1992-2014	Jahresgang	7	mäßig
Hennetalsperre	2000-2013	Jahresgang	5	unbefr.
Möhnetalsperre	2000-2013	Jahresgang mit geringer Schwankungsbreite um 3 m, größere Abs.: 2003 und 2006	5	gut/mäßig
Sorpetalsperre	2000-2013	meist Jahresgang, größere Abs.: 2003 und 2006	5	gut/mäßig
SP Radeburg 2	2001-2014	vorwiegend Jahresgang, größere Abs.: 2008	14	mäßig/unbefr.
SP Witznitz	2001-2014	viele geringe (ca. 1 m) und kürzere Seepegelschwankungen pro Jahr, größere Abs.: 2013 und 2014	7 (ab 2006)	mäßig
Trinkwassertalsperre Frauenau (1521213000)	2009-2013	Jahresgang, Tiefststände im Frühjahr	5	gut
TS Bautzen	2001-2014	vorwiegend Jahresgang	14	unbefr./schlecht
TS Kleine Kinzig	2007-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2008	7	sehr gut/(gut)
TS Malter	2001-2014	selten Absenkungen, größere Abs.: 2003 und 2006	14	mäßig
TS Ohra	2008-2013	Jahresgang, größere Abs.: 2011	5	sehr gut/(gut)
TS Pöhl	2001-2014	selten Absenkungen, größere Abs.: 2003/2004 und 2010	14	mäßig/unbefr.
TS Quitzdorf	2001-2014	Jahresgang, größere Abs.: 2001, 2003 und 2012	14	mäßig/unbefr.
TS Rappbode	2004-2013	vorwiegend Jahresgang	13	gut/mäßig
TS Schönbrunn	2008-2013	vorwiegend Jahresgang	5	sehr gut
Versetalsperre	2000-2013	meist Jahresgang, größere Abs.: 2003	5	sehr gut

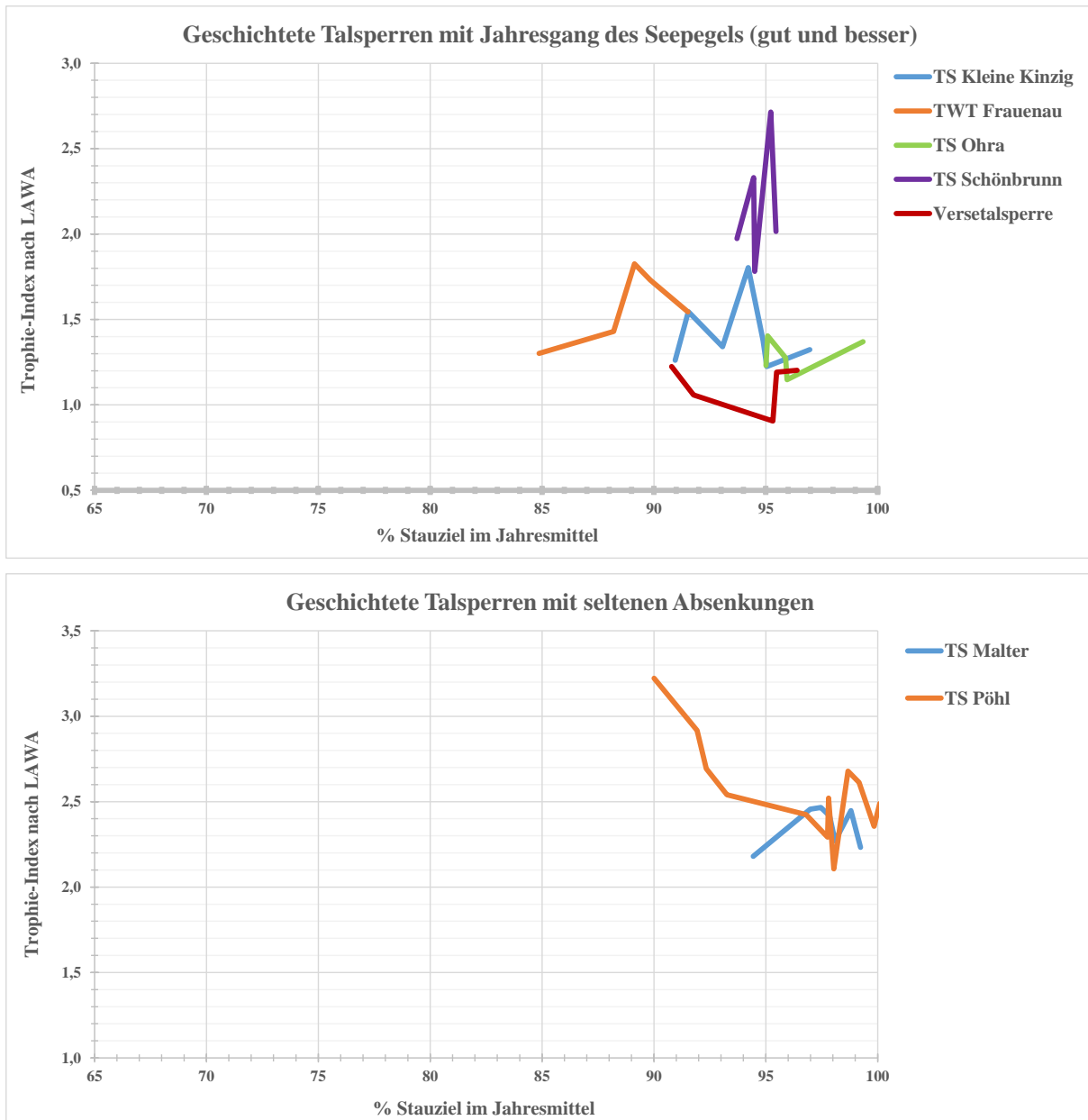
Bei der Diskussion zum Vergleich der Jahrgänge muss eine gewisse Unschärfe des Eintretens der Trophieauswirkungen mitberücksichtigt werden. In einigen Seen traten Verschlechterung erst im Folgejahr auf, z. B. in Form einer ungewöhnlich hohen Frühjahrsblüte (s. Tabelle 3). Die Folgejahre können jedoch hinsichtlich Hydrologie/Absenkung unauffällig sein. Der mittlere jährliche Seepiegel wurde für alle Sperren normiert in "% vom Stauziel" angegeben.

In den Abb. 2 und Abb. 3 fallen folgende Besonderheiten auf:

- Die meisten Talsperren mit regelmäßigen Absenkungen erreichen in keinem der betrachteten Jahre im Jahresmittel 100% des Stauziels. Oft liegen die Werte bei 90-95%. Lediglich die polymiktischen Sperren, der SP Witznitz und die TS Ohra weisen Jahre mit nahezu 100% auf.



**Abb. 2:** LAWA-Trophieindex bei verschiedenen Füllständen in Talsperren mit regelmäßigen Absenkungen des Seepiegels.



**Abb. 3:** LAWA-Trophieindex bei verschiedenen Füllständen in Talsperren mit regelmäßigen Absenkungen des Seepiegels (oben) sowie mit seltenen Absenkungen (unten).

- Die in der Regel stark mesotrophen Ruhrtalsperren weisen auch bei den bis zu 80% abgesenkten Sperren keine Trophieverschlechterung auf. Lediglich bei der Hennetalsperre könnte eine Tendenz bestehen.
- Die größten Absenkungen vom Stauziel treten in Diemel- und Edertalsperre auf. Insbesondere die Edertalsperre unterschreitet in manchen Jahren 80% Füllung deutlich. Für beide hessische Sperren ist ein Trophieanstieg festzustellen.
- Für die Förmitztalsperre kann ein Trophieanstieg ausgeschlossen werden. Ebenso sind aus den Schwankungen in der TS Rappbode und im SP Witznitz keine eindeutigen Rückschlüsse auf Auswirkungen zu ziehen.
- Vergleicht man bei den polymiktischen Sperren die Jahre mit relativ hohen Pegeln mit denjenigen geringer mittlerer Seepiegel, so zeigen sich neben relativ großen Schwankungen auch eine Zunahme der Trophie. Am geringsten fällt diese im polytrophen Altmühlsee aus.

- Bei den "gut und besser" bewerteten TS können zwar z. T. recht große Trophieschwankungen bis zu einer Indexeinheit beobachtet werden, eine Abhängigkeit zum jährlichen Seepegel ist dabei nicht zuverlässig festzustellen.
- Die TS Pöhl, welche keinen Seepegel-Jahresgang aufweist, reagiert in Absenkjahren sehr deutlich und kann sich vom mesotrophen bis in den stark eutrophen Trophiestatus verschlechtern.

### **Fazit:**

Talsperren, die bei Betrachtung der Trophieparameter auf Proben- und Tagesbasis z. T. deutlich mit Trophieerhöhung reagieren (s. Kap. 2.3.2), können z. T. auf Jahrgangsebene (Trophieindex) nur sehr geringe oder schwer deutbare Reaktionen zeigen.

Die Form der Betrachtung auf Jahrgangsebene kann die ebenso auf Jahrgangsebene beruhende Bewertung besser prognostizieren. Hierzu können sowohl der PSI als auch der Trophieindex als anzeigende Parameter verwendet. Gemäß der Grenzlegung der Zustandsklassen im PSI kann in etwa gelten: Eine halbe Trophieindex-Einheit (aus der LAWA-Trophieklassifizierung) entspricht einer ökologischen Zustandsklasse beim PSI.

Mit den Abbildungen könnten für einige Sperren eine mildere Potenzialbewertung begründet werden. Dies wären die folgenden Talsperren (mit regelmäßigen Absenkungen): Diemeltalsperre, Edertalsperre, SP Radeburg 2, SP Witznitz, TS Bautzen, TS Quitzdorf und ggf. Altmühlsee. Ausschlaggebend für das Ausmaß der Abmilderung ist der Trophieanstieg, der auf Basis der Abbildungen in einem Großteil der hydrologischen Jahre (Ableitung der hydrologischen "Normalsituation") zu erwarten ist.

## **2.5 Seetypwechsel aufgrund der morphometrischen Veränderungen – Prüfung und Fazit**

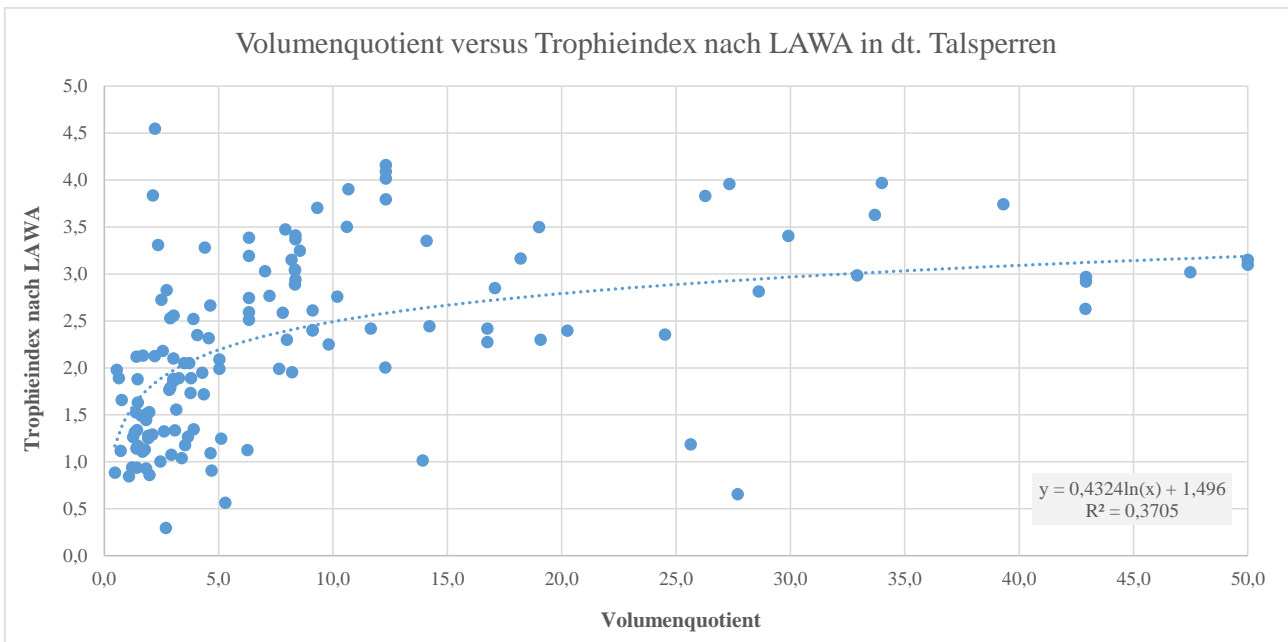
Ein Seetypwechsel und eine mildere Referenztrophy würden dann zu begründen sein, wenn sich langfristig die morphometrischen Randbedingungen derart verändern, dass sich durch die Seepegelabsenkungen ein Wechsel des Durchmischungsverhaltens oder eine signifikante Änderung des Typisierungskriteriums Volumenquotient (VQ) oder Volumentiefenquotient (VTQ) vollzieht.

Beispielsweise eine TS, die in "guten" hydrologischen Jahren, Bewirtschaftung nahe des Stauziels, eine mehr als dreimonatige thermische Schichtung aufweist und dementsprechend bisher als geschichtet gilt. In wasserärmeren Jahren findet jedoch bereits ab Juni eine deutlich höhere Absenkung statt und der Wasserkörper erfährt dadurch eine verfrühte Mixis. Sind 3 Monate thermische Schichtung unterschritten, muss die Talsperre als polymiktisch gelten. Sind die polymiktischen Jahre der Regelfall oder liegen häufig Grenzfälle vor, so kann das polymiktische Mischungsverhalten für die Typologie entscheidend sein. Im Mittelgebirge (MG) würde im Großteil der Fälle der am strengsten bewertete polymiktische Seetyp 6.1 dann der richtige sein. Beispielsee ist die Krombachtalsperre mit einem gut begründeten Typwechsel von Seetyp 8 zu 6.1.

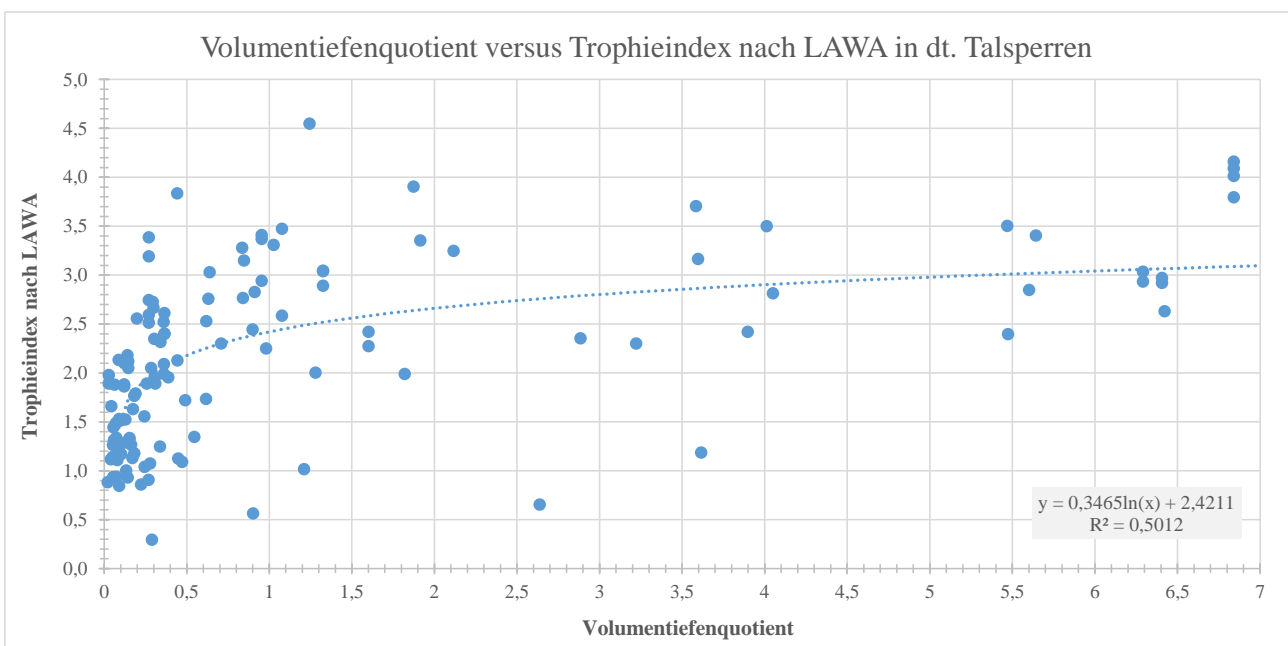
Für den Fall, dass kein Wechsel im Mixistyp stattfindet, die meistens herrschenden morphometrischen Verhältnisse (Seevolumen und Tiefe) jedoch deutlich von denjenigen bei Stauziel und der für die Typologie verwendeten Kenngrößen abweichen, wurde an Beispielseen mit gutem Datenhintergrund eine Prüfung durchgeführt. Die Prüfung zielte darauf ab, anhand des langjährig realisierten Seepegels (→ langjähriger Seepegelmittelwert) die Veränderungen in den Typologie-relevanten Parametern Seevolumen, Seefläche, mittlere Tiefe sowie die daraus errechenbaren Typologiekriterien VQ und VTQ zu ermitteln. Mit dem Verändern der morphometrischen Kenngrößen hin zu einem kleineren Wasserkörper mit geringerer mittlerer Tiefe bei gleichbleibend großem Einzugsgebiet entstehen größere VQ und VTQ-Werte. Diese können gemäß der Seentypologie ggf. eine mildere Referenztrophy begründen. Für die Tieflandtypen ist der VQ, für die Mittelgebirgstypen der VTQ zu betrachten.



Die Abhängigkeit der Trophie vom VQ und VTQ zeigen die Abb. 4 und Abb. 5. Diese machen deutlich, dass bereits die Isttrophie der Talsperren, unter denen eine Vielzahl degradiertes, trophisch überprägter Seen sind, welche die Beziehung stören, dennoch eine Korrelation zu den Typisierungskriterien besitzt. Die logarithmische Kurvenanpassung testiert dem VTQ eine deutlich geringere Streuung und bessere "Vorhersagekraft" als dem VQ.



**Abb. 4:** Beziehung zwischen Isttrophie (Mittelwert des Trophieindex nach LAWA für die vorliegenden Untersuchungsjahre) und Volumenquotient (VQ) in 150 deutschen Talsperren.



**Abb. 5:** Beziehung zwischen Isttrophie (Mittelwert des Trophieindex nach LAWA für die vorliegenden Untersuchungsjahre) und Volumentiefenquotient (VTQ) in 150 deutschen Talsperren.

Das Konzept des Typwechsels bzw. Verschiebung der Referenztrophie erfordert eine "durchgehende Belegung" der Typisierungskriteriums VTQ und VQ mit Seetypen. Da nur wenige Talsperren im Tiefland und in den dort VQ-definierten Seetypen liegen, wird die folgende Betrachtung nur am Beispiel des VTQ durchgeführt.

Die Typdefinitionen waren bisher innerhalb der Schichtungstypen in der Regel mit offenen VTQ-Klassen festgelegt (s. Tabelle 5). Zur Schließung der Lücke zwischen den Seetypen 5+8 und 6.1 hinsichtlich Referenztrophie und der Abgrenzung mithilfe des VTQ wurden für den vorliegenden

Ansatz die offenen Klassen mit Unter- bzw. Obergrenzen versehen. Deren Ableitung erfolgt grafisch und anhand der Abb. 5, orientiert an der Unterkante der Punktwolke gemäß einer best-of-Seen-Betrachtung.

**Tabelle 5:** Entwurf für eine durchgehende Beschreibung von Seetypen im MG auf Basis des VTQ.

Seetypen	Seetypen geschichteter MG-Seen			Seetypen polymiktischer MG-Seen		
	7+9	5+8	HMWB-TYP gesch TS mit Absenkungen	6.1	6.2	6.3
sehr gut/gut-- Grenze als LAWA- Trophieindex	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	2,75
VTQ-Grenzen bisher	≤ 0,18	> 0,18		≤ 2	2 - 6	> 6
VTQ-Klassen neu	≤ 0,18	0,18 - 0,65	0,65 - 1,30	1,3 - 2,0	2 - 6	> 6

Der Datenhintergrund (s. auch Auswahlkriterien in Tabelle 1) ließ eine beispielhafte Analyse zur Änderung der morphometrischen Kenngrößen von 9 Talsperren mit regelmäßigen Seepegelabsenkungen zu. Für Nordrhein-Westfalen wurden die Sperren Wupper-, Bever- und Gr. Dhünntalsperre trotz geringer Anzahl an trophisch dokumentierten Jahren und/oder des "sehr guten" Zustands (Bevertalsperre) in die Analyse miteinbezogen, da für diese Stauinhalts- und Flächenkurven vorlagen.

**Tabelle 6:** Liste der auf Seetypwechsel getesteten Talsperren (meist "mäßig+schlechter") mit regelmäßigen Absenkungen im Jahresgang und deren langjährige Seepegel. Nach % der Maximaltiefe (bei Stauziel) sortiert.

Gewässer	Höhe Stauziel m ü. NN	Tagesmittel der hydrologischen Jahre	langjähriger Seepegel m ü. NN	Differenz zu Stauziel (m)	langjährige mittlere Absenkung in % der Maximaltiefe
SP Radeburg 2	143,4	2001-2014	143,4	0,01	0
TS Quitzdorf	159,8	2001-2014	159,2	0,6	7
Bevertalsperre	295,6	2002-2014	293,5	2,1	7
Große Dhünntalsperre	176,5	2002-2014	171,5	5,0	10
TS Rappbode	423,6	2004-2013	415,3	8,3	10
TS Bautzen	167,5	2001-2014	166,3	1,3	10
Diemeltalsperre	376,2	1998-2014	372,1	4,1	14
Wuppertalsperre	252,7	2002-2014	247,5	5,2	15
Edertalsperre	245,0	2005-2014	238,1	6,8	19

Aus den langjährig vorliegenden Datenreihen (vgl. Tabelle 6) des Seepegels wurde für jede Talsperre ein Mittelwert gebildet, auf dessen Basis mithilfe von Stauinhalts- und Stauflächenkurven ebenso langjährige Seevolumina und Seeflächen ermittelt werden konnten. Daraus können die Werte für VQ, VTQ und mittlere Tiefe errechnet werden (s. Tabelle 7).

**Tabelle 7:** Veränderung der seetypelevanten morphometrischen Kenngrößen durch die Verwendung des langjährigen Seepegels sowie VQ- bzw. VTQ-Grenzen zur Erreichung eines milder bewertenden Seetyps. Grün unterlegt: Typwechsel nach Entwurf möglich bzw. begründbar.

Gewässer	Seetyp und Morphometrie gemäß Stauziel				langjähr. mittlere Absenkung in % der Maximaltiefe	Morphometrie gemäß langjährigem Stauziel			VQ/VTQ -Grenze für Typwechsel	PSI Mittelwert von 3 a
	PP-Seetyp	mittl. Tiefe (m)	VQ	VTQ		mittl. Tiefe (m)	VQ	VTQ		
SP Radeburg 2	11.2k	2,2	66,5	30,05	0	2,2	66,7	30,08	--	3,5
TS Quitzdorf	6.2	2,6	9,3	3,58	7	2,3	11,5	4,92	10/6	4,1
Bevertalsperre	7	11,9	1,1	0,09	7	11,0	1,3	0,12	1,5/0,18	2,9
TS Rappbode	9	27,6	2,5	0,09	10	26,2	3,3	0,13	1,5/0,18	2,5
TS Bautzen	6.1	7,4	7,9	1,08	10	6,6	9,5	1,45	10/2	4,2
Diemeltalsperre	5	11,0	7,0	0,64	14	10,1	7,5	0,74	0,65	4,3
Wuppertalsperre	5	11,3	8,0	0,71	15	10,3	12,9	1,25	0,65	2,6
Edertalsperre	5	16,1	10,2	0,63	19	15,4	10,9	0,71	0,65	3,7
<b>Zusätzliches Beispiel (ist jedoch "gut+besser"):</b>										
Gr. Dhünntalsp.	7	16,5	1,2	0,07	10	13,9	1,6	0,11	1,5/0,18	1,3

### Fazit zur Prüfung der Möglichkeit eines Typwechsels unter Berücksichtigung einer durch Absenkung veränderten Seemorphologie:

Die langjährigen Mittelwerte des Seepegels liegen auch für stärker abgesenkte Sperren immer noch unerwartet hoch und relativ nahe beim Stauziel. Bei Diemel- und Edertalsperre, die gemäß der Auswertung in Kap. 2.4 die am meisten betroffenen Talsperren im vorliegenden Datensatz sind, werden nur mittlere Absenkungen von rund 4 bzw. 7 m unter Stauziel erreicht. Eine größere mittlere Absenkung erfährt nur noch die TS Rappbode mit über 8 m, die jedoch bei der Maximaltiefe von 87 m prozentual nur rund 10% der Gesamttiefe ausmachen.

Mit dem beschriebenen Prozedere wurden von den "mäßig+schlechter"-Talsperren nur für Diemel-, Eder- und Wuppertalsperre Argumente für einen Typwechsel in einen milder bewerteten geschichteten Seetyp gefunden.

### 2.6 Gesamtfazit, Fallgruppen und Ausblick

Auf Basis der Datenanalyse wird deutlich, dass die Talsperren entsprechend der Bewirtschaftung in sehr unterschiedlichem Maß abgesenkt werden. Ob die Sperren auf die Absenkungen reagieren ist von vielen Randbedingungen abhängig und dementsprechend wiederum sehr "individuell" und erfordert eine seespezifische Zuordnung und Behandlung in Fallgruppen.

Talsperren, die in der Vergangenheit trophisch degradiert waren, besitzen oft in den Sedimenten ein Eutrophierungspotenzial, das bei tieferen Wasserständen oder verfrühter Mixis teilweise abgerufen wird. Diese Sperren reagieren dann stärker auf Absenkungen und die schlechtere Bewertung ist zumindest "teilweise" gerechtfertigt. Beispiele hierfür sind die TS Bautzen und Pöhl, in denen bei Absenkungen sedimentbürtige Belastungen durch Erosion und Rücklösung wirksam werden. Die Tatsache, dass es einige recht flache geschichtete Talsperren mit regelmäßigen Pegelschwankungen im "sehr guten" Zustand gibt, z. B. Fürwiggetalsperre oder TS Werda, ist wahrscheinlich ein Hinweis auf diese Problematik, die man bei der Potenzialfindung im Hinterkopf behalten sollte.

Aus den Überlegungen und Prüfungen können für die Potenzialermittlung folgende **Fallgruppen** unterschieden werden:

### **Fallgruppe 1 - Talsperren im "sehr guten" und stabil "guten" Zustand**

Ökologischer Zustand des PSI-Bewertungsverfahrens ist gleich ökologisches Potenzial. Eine mildere Bewertung ist ungeachtet des Stattfindens von größeren Seepegelschwankungen und deren möglicher Trophieauswirkungen nicht notwendig.

Beispiele: TS Kleine Kinzig, Aabachtalsperre, Fürwiggetalsperre

### **Fallgruppe 2: Talsperren mit sehr kurzen Verweilzeiten (kleiner 30 Tage) und vielen kurzzeitigen Schwankungen bzw. Absenkungen**

Die Trophie wird in diesen Sperren, die oftmals polymiktisch sind und für den Hochwasserschutz erbaut wurden, maßgeblich durch die Verweilzeit und folglich durch die Witterung gesteuert. Ähnlich wie bei Fließgewässern können sich bei längeren Verweilzeiten je nach Nährstofflage hohe Biomassen bilden. Eine mildere Potenzialbewertung kann meist nicht begründet werden, da Trophieerhöhung nicht mit den Absenkungen in Zusammenhang stehen.

Beispiele: Kinzigtalsperre, Driedorfer TS, Rothsee und Eixendorfer See

### **Fallgruppe 3 - Talsperren mit seltenen Absenkungen im Zustand "mäßig" und schlechter**

(Seltene) Ausnahmejahre wie z. B. sich abweichend auswirkende Absenkjahre können in der Bewertung unberücksichtigt bleiben. Die Identifikation von Ausnahmejahren wird hier nicht weiter erläutert, da sie dem Bearbeiter oder Gutachter vor Ort obliegen sollte.

Beispiele: TS Pöhl, TS Malter

### **Fallgruppe 4 - Talsperren mit regelmäßigen Seepegelschwankungen**

Es treten im Jahresgang regelmäßige Absenkphasen auf, welche schon im Frühjahr beginnen können, meist jedoch zur Jahresmitte bis spätestens September einsetzen. Öfter bleibt die Sperre im Winter auf niedrigem Niveau und wird mit Frühjahrshochwasser oder während der Schneeschmelze wieder angefüllt.

Beispiele: Altmühlsee, TS Bautzen, Ennepe-, Bigge-, Möhne-, Diemel- und Edertalsperre

Es kann davon ausgegangen werden, dass in regelmäßig abgesenkten Talsperren der Nährstoffeintrag aus trocken fallenden Talflanken oder die Ausräumung von Sedimentflächen aus dem Zufluss bzw. alten Bachbett geringer ausfallen als in seltener abgesenkten Sperren, da die Sedimentationszeiten sehr viel kürzer sind.

Methodisch ist vorgesehen, dass die Potenzialbewertung im bestehenden Bewertungssystem des Phyto-See-Index erfolgen kann. Sollte eine TS also begründet eine mildere HMWB-Bewertung erfahren, so ist sie in einen hinsichtlich Referenztrophie milder zu bewertenden Typ einzustufen. Befindet sich die Talsperre hinsichtlich Referenztrophie bereits am Ende der Typenskala, d. h. im MG-Typ 6.3 oder TL-Typ 12k so besteht derzeit kein weiterer Handlungsspielraum (z. B. Altmühlsee im Seetyp 6.3). Zwischen den geschichteten und polymiktischen MG-Seetypen gibt es einen "Typenlücke" zu schließen. Ein Entwurf wurde in Kap. 2.5 gemacht. Dieser zusätzliche Typ sollte nur der hier diskutierten HMWB-Fallgruppe vorbehalten sein.

Für die Begründungsfindung einer **milderen Potenzialbewertung mittels Seetypwechsel in der Fallgruppe 4** können folgende Prüfschritte und Plausibilisierungsmethoden empfohlen werden:

1. Prüfung des vorherrschenden Durchmischungsverhaltens in bisher als geschichtet typisierten Talsperren: Werden in den meisten Jahren die drei Monate thermische Schichtung im Sommer nicht erreicht, so ist eine Umtypisierung in einen polymiktischen Seetyp zu erwägen.
2. Prüfung der seepegelabhängigen Trophieerhöhung auf Jahrgangsebene: Auftragen von Auswertungen des Seepegels (Jahresmittel des Seepegels bzw. Kenngrößen daraus) gegen den Trophieindex nach LAWA oder den PSI, um das Ausmaß der bewirtschaftungsbedingten Trophieerhöhung zu quantifizieren. Zu diesem Prozedere wurde in Kap. 2.4 ein methodischer Ansatz anhand von Beispielen erarbeitet. Ist ein bemerkter Trophieanstieg zweifelsfrei auf die Seepegelabsenkungen zurückzuführen, so kann eine Umtypisierung der Talsperre in einen milder bewertenden Seetyp begründet werden.
3. Für die meisten Talsperren wurden die bei Stauziel oder sogar bei Vollstau herrschenden morphometrischen Kennwerte (Seevolumen, mittlere Tiefe) für die typologische Einstufung herangezogen. Liegt der langjährig realisierte Seepegel jedoch deutlich unterhalb des Stauziels kann die erneute Berechnung auf Basis der auf diesen Seepegel bezogenen morphometrischen Parametern und Typisierungskriterien (VQ und VTQ) zu einer anderen Typeinstufung führen. Eine langfristige Verkleinerung des Seewasserkörpers bei gleichbleibender Einzugsgebietsgröße kann demnach eine höhere Referenztrophie begründen. Die Verfahrensweise und Berechnung wird Kap. 2.5 erläutert.

Darüber hinaus wird auch in dieser Fallgruppe wie bei Fallgruppe 3 empfohlen, vom "normalen" hydrologischen Geschehen extrem abweichende Jahre nicht zur Bewertung heranzuziehen.

Das Vorgehen des Typwechsels als Bewertungsoption zur abgemilderten Bewertung von HMWB wurde bereits bei der Makrozoobenthos-Bewertung von Fließgewässern in Bayern verwendet (s. LAWA 2013 mit Hinweisen auf LfU Bayern 2008). Hier werden HMWB-Fließgewässer im nächst milder bewerteten Typ des gleichen Naturraums ("naturraumspezifischer Typwechsel") bewertet, in dem weniger strenge Ankerpunkte bzw. möglicherweise andere Bewertungsmetrics herangezogen werden.

In dem offiziell durch die LAWA und das Länderfinanzierungsprogramm geförderten Projekt "Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP" werden zur Bewertung von 8 Fließgewässer-Typgruppen je nach Nutzung insgesamt 42 HMWB Fallgruppen unterschieden und können im Bewertungsverfahren differenziert bewertet werden. Auch für die Talsperren ist eine HMWB-Fallgruppe "reserviert", die jedoch hinsichtlich HÖP/GÖP wegen des Kategoriewechsels zum See nicht tiefergehend bearbeitet wurde.

Im vorliegenden Vorschlag würde lediglich **eine** HMWB-Fallgruppe anfallen, deren Definition eng mit den bestehenden Unterscheidungsmerkmalen zwischen den Seetypen verknüpft ist.

#### **Ausblick:**

Zu den Möglichkeiten zur Potenzialbewertung von Talsperren wird vom LAWA-Expertenkreis Seen voraussichtlich das bestehende Arbeitspapier zur GÖP-Bewertung (LAWA-Expertenkreises Seen 2013) um die hier entwickelten Empfehlungen erweitert. Eine Umsetzung im PhytoSee-Bewertungsverfahren – Ergänzung um HMWB-Fallgruppen - müsste in einem weiter führenden Projekt erfolgen.

### 3 Stickstoffparameter in Seen – Recherche, Datenbank und Analysen

#### 3.1 Veranlassung sowie national und international publizierte Zielwerte für Stickstoff und Phosphor

Für die Ableitung von Sanierungszielen von Seen ist die Berücksichtigung chemisch-physikalischer Parameter wie Sichttiefe und Nährstoffe in der EG-WRRL vorgesehen. Zusammen bilden diese Parameter die physikalisch-chemische Qualitätskomponente, die als unterstützende Qualitätskomponente der ökologischen Zustandsbewertung zugeordnet ist. Für die deutschen Fließgewässer fanden umfangreiche Projekte zur Ermittlung (LAWA 2013) und Prüfung (BORCHARDT *et al.* (2013) von Hintergrund- und Orientierungswerten (H&O-Werte) statt.

Die für Gesamtphosphor (TP) und Sichttiefe bestehenden H&O-Werte für Seen (RIEDMÜLLER *et al.* 2013b) sind in die LAWA-Rahmenkonzeption (RAKON II, 19.02.2014) für die Meldungen des zweiten Bewirtschaftungsplanes der Flussgebietsgemeinschaften übernommen worden. Sie werden in die Revision der Oberflächengewässerverordnung eingehen, wo bisher nur der Parameter TP als Hintergrundwert je Seetyp berücksichtigt ist (OGewV 2011).

Die auf Basis des Phyto-See-Index hergeleiteten TP-H&O-Werte fügen sich international gut ein, wenn man die Zusammenstellung der Angaben von mehreren EU-Ländern beim ECOSTAT-Workshop "Nutrient standards" (2013 in Birmingham; Vorträge) für die Interkalibrierungstypen betrachtet (s. Tabelle 8). Die Interkalibrierungstypen (IC-Typen) L-CB2 sind wie der deutsche Typ (DE) Typ 11.2; L-CB 1 wie DE Typ 10.1 und 13; L-AL 3 wie DE Typ 4 (Alpenseen). Alle genannten Kennwerte sind in der Regel Jahres- oder Saisonmittelwerte.

**Tabelle 8:** Standards für **Gesamtphosphor** (TP, in µg/L) für Seen in den Interkalibrierungstypen oder ähnlichen Seetypen angegeben durch die anwesenden EU-Mitgliedstaaten beim ECOSTAT Workshop „Nutrient standards“ im Februar 2013 in Birmingham (teils vorbehaltlich weiterer Überprüfungen).

Mitgliedstaaten	L-CB2 und ähnliche (in DE Seetyp 11.2)		L-CB1 und ähnliche (in DE Seetyp 10.1 und 13)	
	sehr gut/gut-Grenze	gut/mäßig-Grenze	sehr gut/gut-Grenze	gut/mäßig-Grenze
IE			7-10	15-25
UK	23-35	31-50	16-25	23-35
DE	28-35	35-55	15-25	25-35
DK	--	60-70	--	15-25
NL	40	90	20	30
BE*	40-50	45-105	30-40	40-55
PL	45-65	60-120	30-35	45-80
	L-AL3 (in DE Seetyp 4)			
L-AL3	sehr gut/gut-Grenze	gut/mäßig-Grenze		
DE	6-8	9-12		
AT	6-10	10-14		

Für Stickstoff bzw. Gesamtstickstoff (TN) in Seen wurden in Birmingham seltener Orientierungswerte (gut/mäßig-Grenze) angegeben (Tabelle 9).

**Tabelle 9:** Standards für **Gesamtstickstoff** (TN in mg/L) angegeben durch die anwesenden EU-Mitgliedstaaten beim ECOSTAT Workshop „Nutrient standards“ im Februar 2013 in Birmingham (teils vorbehaltlich weiterer Überprüfungen).

Mitgliedsstaaten	IC-Seetyp	gut/mäßig-Grenze mg/L TN
NL		1,3
Belgien (FL)		1,0-1,3
PL		1,5-2,0
DK	L-CB 1	0,18-0,33
	L-CB 2	0,85 – 0,96
HU		3,0
Norwegen		0,45-0,55*
FI		0,30-0,93

\*gilt für alle schwach alkalischen Gewässertypen in Norwegen

Im österreichischen Leitfaden (WOLFRAM & DONABAUM 2010) werden keine Stickstoffwerte für die Bewertung der Nährstoffverhältnisse angegeben. Für Ammonium wird nur auf die pH- und temperaturabhängige Berechnung von Ammoniak hingewiesen. Eine klare "Reaktion" biologischer Komponenten im Gewässer infolge einer anthropogenen Stickstoffbelastung könne nicht nachgewiesen werden.

Das Herabstufungskriterium vom CIS GUIDANCE (2003; Figure 1) für die Ermittlung der ÖZK wird für die physikalisch-chemische Qualitätskomponenten in Deutschland folgendermaßen interpretiert: „Zeigen die biologischen Qualitätskomponenten trotz nicht eingehaltener Orientierungswerte den "guten" Zustand an, ist zu überprüfen, ob die biologischen Ergebnisse ausreichend belastbar sind. Ist dies mit ausreichender Sicherheit und Genauigkeit der Fall, ist der ökologische Zustand des Wasserkörpers als "gut" einzustufen.“ (RAKON II; Seite 5).

Bisher ging man davon aus, dass Phosphor in Oberflächenbinnengewässern der limitierende Faktor für den trophischen Zustand der Gewässer hinsichtlich Biomasseausprägung und taxonomischer Zusammensetzung des Phytoplanktons ist. Deshalb zielten und zielen nationale und internationale Sanierungsstrategien für Seen auf die Reduktion von Einträgen von Phosphor (u. a. CARVALHO *et al.* 2013, VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982 OECD, SHATWELL *et al.* 2013, TRAUTMANN *et al.* 2002). Verschiedene Forschungsergebnisse weisen darauf hin, dass neben Phosphor auch Stickstoff in Seen - und nicht nur in den Küstengebieten oder dem offenen Meer - als begrenzender Faktor der Phytoplankton- und Blaualgenbiomasse wirkt (SONDERGAARD *et al.* 2011). Somit kann Stickstoff auch den ökologischen Zustand basierend auf der Biokomponente Phytoplankton beeinflussen und sollte als chemische Qualitätskomponente berücksichtigt werden.

Im hier vorliegenden LAWA-Projekt O 8.12 wurde eine Analyse des Einflusses von Stickstoff auf den Trophiezustand (Trophie-Indices nach RIEDMÜLLER *et al.* 2013c) und auf den Phyto-See-Index mit einem für das Projekt erweiterten Datensatz und für alle Ökoregionen und Seetypen durchgeführt (s. nachfolgendes Kapitel).

Erhöhte Nitrat-Konzentrationen stellen ein erhöhtes Risiko für die chemische Gewässerqualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers dar. Deshalb hat man zur Bestimmung des chemischen Zustandes nach EG-WRRL und unter Berücksichtigung der Nitratrichtlinie (91/676/EG) eine Umweltqualitätsnorm (UQN) für Nitrat von kleiner als 50 mg/L (NO<sub>3</sub>) festgelegt. Dieser Nitrat-Aktionswert ist allerdings nicht Teil der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten, die für die unterstützende Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) zu beachten sind.

Für die physikalisch-chemische Qualitätskomponente sollen Parameter einbezogen werden, die direkt ökologisch wirksam sind und damit die Ausbildung des "guten" ökologischen Zustands nach den WRRL-Bewertungsverfahren potenziell verhindern können.

Trotz der ständigen Nachlieferung von Stickstoff aus der Luft (atmosphärische Deposition) und aus diffusen Quellen der Landwirtschaft entweicht Stickstoff besonders aus flachen Seen bei hohen Temperaturen durch Denitrifikation als Luftstickstoff. Zusätzlich können die gelösten anorganischen Stickstofffraktionen (DIN) bei starkem Algenwachstum durch Einbau in die Zellen aufgezehrt werden. In Seen kann deshalb insbesondere im Sommer eine Stickstofflimitation auftreten. Fallen die DIN-Konzentrationen unter 140 µg/L (gemäß NITROLIMIT 2014), könnte Stickstoff für das Algenwachstum limitierend sein. Einige Phytoplanktonarten besitzen Kompensationsstrategien gegen N-Limitierung durch N-Fixierung des gelösten und aus der Luft nachgelieferten elementaren Stickstoffs (z. B. Nostocales) oder durch Aufnahme von Harnstoff oder anderen gelösten organischen Stoffen (BERMAN & BRONK 2003).

### Zielwerte aus dem NITROLIMIT-Projekt

Im dem BMBF-Projekt NITROLIMIT I wurde nach einer Analyse einer umfangreichen Seendatenbank und nach den Befunden aus Bioassay-Versuchen in einigen Gewässern festgestellt, dass in vielen Seen und besonders in Flachseen N-limitierte Zustände auftreten und darüber hinaus in einigen Seen Lichtlimitation wirksam ist. Die Vorgehensweise und die Ergebnisse wurden ausführlich in einem Diskussionspapier (NITROLIMIT 2013) und im Abschlussbericht (NITROLIMIT 2014) dargestellt, sodass hier nur eine grobe Zusammenfassung gegeben wird.

Es wurde eine schrittweise Analyse der NITROLIMIT-See-Datenbank (solche mit verfügbaren Monatswerten für Stickstoffparameter) durchgeführt, um

- i) *potenzielle* P- oder N-Limitationszustände zu identifizieren,
- ii) mit Hilfe der aufgeteilten Datensätze die Zielwerte am Schnittpunkt der Regressionsgeraden zum Phyto-See-Index und dem Gesamtbiovolumen mit der oberen Begrenzung der Zustandsklasse "gut" (Grenze zwischen "gut" und "mäßig") abzuleiten und
- iii) ein Modell zu entwickeln, welches die Beziehungen von TN und TP zum Gesamtbiovolumen optimiert beschreibt (NITROLIMIT Diskussionspapier Bd. 1 2013; DOLMAN & WIEDNER 2014).

Alle hier zitierten Projektergebnisse beziehen sich auf Saisonmittelwerte der physikalisch-chemischen Parameter.

Um *potenzielle* P- oder N-Limitationszustände zu identifizieren, wurde das Verhältnis DIN:TP verwendet und ein Schwellenwert von 1,6 identifiziert (s. Tabelle 2 im Abschlussbericht NITROLIMIT 2014). Andere Limitationszustände bzw. keine Nährstofflimitation durch N und P wurden angenommen, wenn SRP bzw. DIP > 25 µg/L und DIN > 140 µg/L war.

N-Limitation tritt häufiger in flachen durchmischten Seen und Flusseen auf und P-Limitation häufiger in tiefen geschichteten Seen. Im Verlauf der Vegetationsperiode findet oft ein Wechsel von P-zu N-Limitation statt und zudem nimmt die Häufigkeit von anderen Limitationszuständen beispielsweise durch Licht oder Temperatur zu (NITROLIMIT Diskussionspapier 2013).

Die im NITROLIMIT I Projekt präsentierten Zielwerte stellen nach Sicht der Autoren die oberste Konzentrationsgrenze dar, die unbedingt erreicht werden sollte, damit sich zumindest in 50% der Seen ein "guter" ökologischer Zustand einstellt.



**Tabelle 10:** Seetypspezifische Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen (Saisonmittelwerte in µg/L) basierend auf PSI-Werten und auf Phytoplanktonbiovolumen (PP). Dargestellt sind die Mittelwerte und in Klammern das 95% Konfidenzintervall aus NITROLIMIT (2014).

Seetyp PP	TN-Zielwerte PP-Biovolumen	TN-Zielwerte PSI		TP-Zielwerte PP-Biovolumen	TP-Zielwerte PSI
14	480 (240-690)	510 (360-640)		35 (25-47)	36 (28-44)
11.1	670 (400-920)	510 (360-640)		51 (37-69)	36 (28-44)
11.2	1.090 (740-1470)	710 (520-880)		74 (54-103)	41 (32-51)
12	950 (530-1440)	810 (570-1060)		72 (38-141)	66 (43-101)
13	260 (100-410)	480 (350-620)		23 (18-30)	21 (18-25)
10.1	510 (310-690)	500 (380-610)		34 (27-45)	22 (19-26)
10.2	390 (180-630)	510 (360-680)		24 (16-34)	29 (23-36)

Die vorgeschlagenen Zielwerte für TN (0,26-1,10 mg/L) als **Mittelwert aus dem Zeitraum April bis Oktober** liegen in einem Bereich, der von Finnland für skandinavische Seen als "gut/mäßig"-Wert angegeben wird (s. Tabelle 9). Diese Gewässer erhalten den N-Eintrag überwiegend durch atmosphärische Deposition.

Vergleichbar geringe TN-Konzentrationen (< 1,2mg/L) sind in deutschen Fließgewässern extrem selten und damit ist der vorgeschlagene Zielwert für Flusseen als unrealistisch anzusehen. Wenige europäische Regionen bilden eine Ausnahme: In Estland gibt es noch sehr viele Referenzgewässer für die Gruppe Fließgewässer, deren TN-Konzentrationen weit unter 700 µg/L liegen (PIIRSOO *et al.* 2010). Auch die referenznahen Tieflandflüsse in den USA weisen TN-Konzentrationen kleiner als 550 µg/L auf (DODDS *et al.* 2009). Die zitierten Werte sind jedoch als Hintergrundwerte anzusetzen und nicht als Grenze zwischen der ÖZK "gut" und "mäßig".

Die in den folgenden Kapiteln erfolgende Datenauswertung der aktualisierten deutschen Seendatenbank orientiert sich hinsichtlich der Abgrenzung Limitationszustände an den Ergebnissen des NITROLIMIT-Projekts sowie an weiteren zitierten Arbeiten.

### 3.2 Umfang der Seen-Datenbank

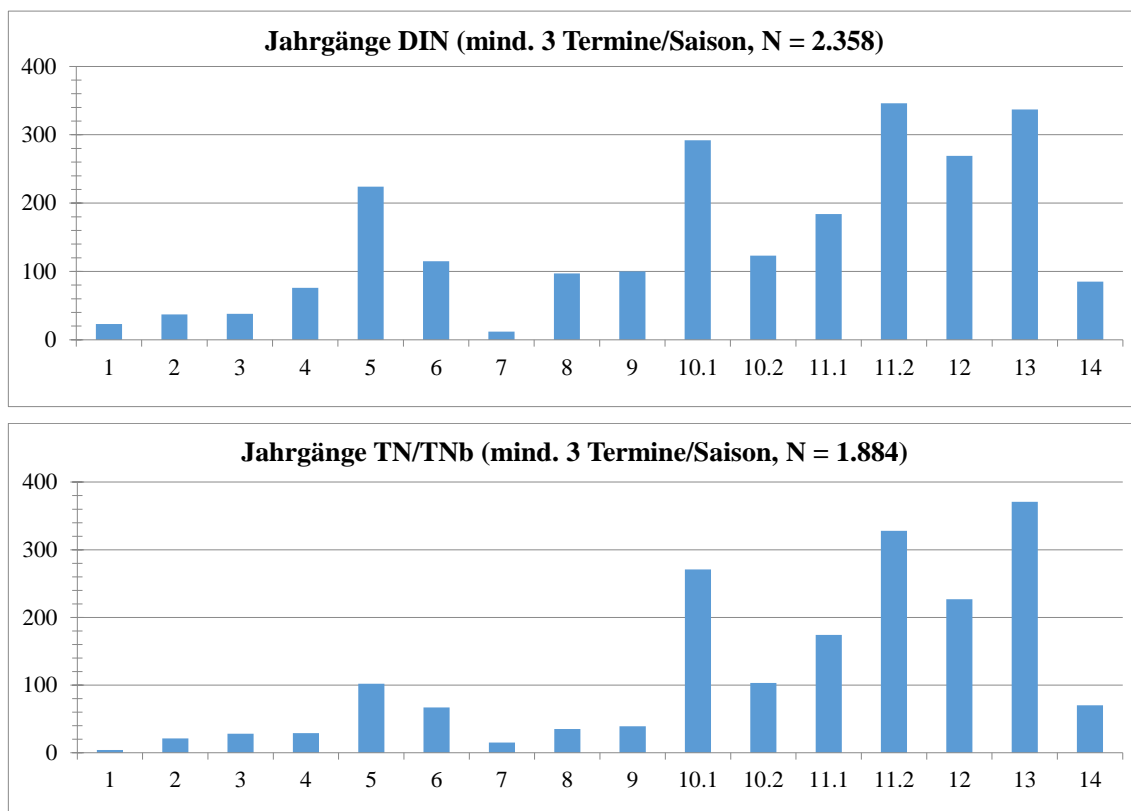
Die in den vorangegangenen LAWA-Projekten entstandene Phytoplankton-Seendatenbank enthielt bislang nur vereinzelt Messwerte der Stickstoffkomponenten. Die diesbezüglichen Ergänzungen für die aktuelle Fragestellung konnten auf verschiedene Weisen bewerkstelligt werden:

- Übernahme eines Datenpakets aus NITROLIMIT I über Dr. Ute Mischke
- Ergänzungen aus bereits im Archiv vorhandenen Datenbeständen aus den Bundesländern, mit u. a. Aufarbeitung von Punktproben zu rechnerisch erstellten epilimnischen oder euphotischen Mischprobenwerten
- Abfrage von Neudaten inkl. aller Nährstoffkomponenten bei den Bundesländern

In allen Arbeitsschritten waren Plausibilisierungsarbeiten und Rückfragen notwendig. Im NITROLIMIT-Datenpaket mussten umfangreiche Neuberechnungen von Mischprobenwerten sowie zahlreiche Korrekturen, Prüfungen und Ergänzungen mit den original gelieferten Datenpaketen stattfinden.

Als Ziel für den Umfang der Datenbank wurde festgesteckt, dass für jeden See mindestens zwei (möglichst aktuelle) Jahrgänge mit Stickstoffdaten vorliegen sollten. Für viele Seen oder Seebecken liegen nun oft mehrere Jahrgänge mit Stickstoff-Datenhintergrund vor, für einen Teil der Seen zwei Jahrgänge und für wenige Seen nur ein Jahrgang. Die Analytik in den Bundesländern umfasste neben den gelösten anorganischen N-Komponenten (Ammonium, Nitrit, Nitrat) und deren Aufsummierung ( $N_{\text{anorg}} = \text{DIN}$ ) nicht immer den Gesamtstickstoff ( $\text{TN} = \text{TNb} = \text{gesamter "gebundener" d. h. nicht elementarer N}$ ). In anderen Fällen war in den Datenlieferungen nur der TN enthalten.

Insgesamt liegen in der Datenbank rund 3.800 Seenjahre aus deutschen Seen vor. Für 373 Jahrgänge sind keine Phytoplanktondaten und deshalb kein PSI enthalten. Für 721 Datensätze liegt kein gültiger PTSI vor, weil nicht genügend Indikatortaxa gefunden wurden. Die Präsenz der Parameter TN und die Verteilung der Datensätze auf die Seetypen zeigt die Abb. 6.



**Abb. 6:** Präsenz der Kenngröße **DIN** (gelöster anorganischer Stickstoff, oben) und **TN** (Gesamtstickstoff, unten) in der Seen-Datenbank und Verteilung auf die Phytoplankton-Seetypen (Stand Februar 2015). Saison von März bis November, ohne saure Seen.

Umfang der Datenbank (Stand Februar 2015, Zahlen gerundet):

- 34.200 Probestermine (auch Güte- und Chemiedaten ohne PP enthalten)
- aus 1.200 Seen oder Seebecken
- 700.000 Taxonbefunde
- Trophie-klassifizierte Jahrgänge: 3.800
- Jahrgänge mit PSI: 3.400

Die Verteilung der Jahrgänge mit DIN oder TN-Daten auf die Trophieklassen zeigt eine verhältnismäßig gute Präsenz auch in den Randbereichen des Trophiespektrums (s. Tabelle 11). Lediglich der hypertrophe Status liegt nur in relativ wenigen Fällen vor.

**Tabelle 11:** Verteilung der Seenjahre mit Stickstoffparametern auf die Trophieklassen gemäß Trophieindex nach LAWA (2013)

Trophieklasse	Anzahl Jahrgänge TN	Anzahl Jahrgänge Nanorg
oligotroph	217	264
mesotroph 1	215	284
mesotroph 2	305	399
eutroph 1	306	384
eutroph 2	353	437
polytroph 1	313	368
polytroph 2	141	162
hypertroph	58	69

Für die Analysen wurden "**Kalibrationsdatensätze**" zusammengestellt, in denen jeder See mit max. zwei möglichst aktuellen, bei Langzeitdatensätzen mit max. drei Jahrgängen eingeht. In jedem Jahrgang mussten in der Regel mind. drei Termine mit Messwerten der jeweils interessierenden Kenngröße vorliegen. Saure Seen wurden nicht in die weiteren Analysen eingeschlossen.

Für die Ermittlung von Limitationszuständen ist das gleichzeitige Vorhandensein der Kenngrößen Ortho- und Gesamtposphat wichtig. Für die Summenbildung zur Kenngröße DIN wurden die Einzelparameter Ammonium-N, Nitrat-N und Nitrit-N verwendet. Bei Analysewerten unter der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze verwendet. Wenn Nitrit-N fehlte, wurde die Summe von Ammonium und Nitrat dennoch als valide für die Kenngröße DIN angesehen.

**Struktur und Quantitäten im Kalibrationsdatensatz:**

- 1.409 Jahrgänge mit DIN-Saisonmittelwerten (März bis November) basierend auf mindestens drei Messwerten
- 1.252 Jahrgänge mit TN-Saisonmittelwerten (März bis November) basierend auf mindestens drei Messwerten

→ Schnittmenge 1.187 Jahrgänge, d. h. Jahrgänge mit beiden Parametern

Davon sind für 1.051 Jahrgänge Ortho-P-Saisonmittelwerte und für 1.182 TP-Saisonmittelwerte vorhanden.

Für jeden ausgewählten Datensatz musste in der Regel ein PSI-Ergebnis vorliegen. Für manche Seen wurden, falls gar keine Jahrgänge mit PSI vorlagen, auch Jahrgänge mit gültigem Trophieindex ausgewählt. Im Verlauf der Analysen wurden weitere Datensätze ausgeschlossen, die sich als Ausreißer darstellten, z. B. einige Tagebau- und Baggerseen (z. B. Raßnitzer und Runstedter See, Geiseltalsee, Gremberger See) mit sehr geringen TP-Werten und enorm hohen N-Konzentrationen. Darüber hinaus wurden weitere Seenjahre, für die keine oder keine plausiblen Trophiekenngrößen vorhanden waren, ebenfalls aussortiert.

### 3.3 Analysen zu den Parametern gelöster anorganischer Stickstoff und Gesamtstickstoff

#### 3.3.1 Stickstofflimitierung in Seen und Datenaufbereitung

Die Betrachtung des Stickstoffs als Algenährstoff und Triebfeder der Eutrophierung ist komplexer als die entsprechende Betrachtung zum Phosphor, da Stickstoff zumindest in limnischen Systemen (s. u. a. TAMMINEN & ANDERSEN 2007, DOLMAN & WIEDNER 2014) seltener als Minimumfaktor auftritt als Phosphor. Das bedeutet, dass die Algenbiomasse durch einen oftmals herrschenden Überschuss an algenverfügbaren Stickstoffkomponenten in vielen Seen und Jahreszeiten durch Phosphor gesteuert wird.

Darüber hinaus wird der "gebundene" Stickstoffgehalt (TNb) durch "Wechselwirkungen mit elementarem Stickstoff" (N<sub>2</sub>) durch N-Fixierung von Cyanobacteria (Nostocales) und bakterielle Denitrifizierung (Abbau von Nitrat zu N<sub>2</sub> oder zu N<sub>2</sub>O = Lachgas) beeinflusst und der Stickstoffkreislauf ist ein zur Atmosphäre hin offenes System. Dazu kommen nicht unerhebliche atmosphärische Einträge von NH<sub>x</sub> und NO<sub>x</sub>-Verbindungen.

Die häufig dominierende Stickstoffkomponente in Oberflächengewässern ist das leicht lösliche Nitrat. Die Reduzierung der Nitratbelastung ist für einige Gewässer (z. B. Untere Havel) nicht ausschließlich als positiv zu bewerten. In heterotroph geprägten See- oder Gewässerbereichen (u. a. Hypolimnion von Seen, Staubeiche von Flüssen) wirkt Nitrat als Oxidationsmittel und kann Sauerstoffdefizite teilweise kompensieren (LINDIM *et al.* 2013, RITZ & FISCHER 2013) und eine unter reduktiven Bedingungen erfolgende Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment teilweise oder ganz verhindern.

Die Frage der ökologischen Wirksamkeit des Stickstoffs bzw. dessen Auswirkung auf die Phytoplanktonbiomasse kann gemäß der Ausführungen nur in N-limitierten Systemen stattfinden.

Die speziellen Fragestellungen des Stickstoffkreislaufs, den Stoffflüssen und der Rolle des Stickstoffs in der Eutrophierung von Gewässern werden derzeit in dem Verbundprojekt NITROLIMIT bearbeitet. Auf Basis einer Seendatenbank wurden von der BTU Cottbus statistische Analysen zu Limitationszuständen des Phytoplanktons durch die Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor durchgeführt (DOLMAN & WIEDNER 2014). Mit multiplen Regressionsmodellen unter Verwendung beider Steuergrößen und deren Komponenten konnte ein kritischer Wert des N:P-Verhältnisses (CR = critical ratio) (Massenparameter) gefunden werden, unter dessen Verwendung die Biomasse des Phytoplanktons am besten vorherzusagen ist.

Ähnlich wie in Arbeiten von PTAZNIK *et al.* (2010) oder TAMMINEN & ANDERSEN (2007) stellte sich das Verhältnis zwischen den Kenngrößen DIN zu TP als die beste Kenngröße zur Trennung der Limitationszustände dar. PTAZNIK *et al.* beschäftigten sich in ihren Analysen intensiver mit dem Zustand der Co-Limitation durch beide Nährstoffe, welcher mit seinem N:P-Verhältnis zwischen den beiden Einzel-Limitationen P oder N liegt. Sie ermittelten in Ostsee-Abschnitten aller Salinitätsstufen kritische N:P-Verhältnisse für die Parameter DIN:TP, auf Massen umgerechnet:

- < 0,9 → N-limitiert
- zwischen 0,9 und 2,3 → Co-Limitierung beider Nährstoffe
- > 2,3 → P-limitiert.

Im NITROLIMIT-Projekt wurden lediglich die zwei Zustände P- oder N-Limitierung in den Auswertungen berücksichtigt. Es konnte gezeigt werden, dass überraschend viele deutsche Seen N-limitiert bzw. phasenweise N-limitiert sind. In flachen polymiktischen Seen ist N-Limitierung häufiger als in tieferen geschichteten Seen. Dennoch weisen nach den Analysen von DOLMAN & WIEDNER (2014) rund 30% der Seen in den Tiefland-Seetypes 10 und 13 ebenfalls N-Limitation ganzjährig oder phasenweise vor allem im Sommer und Spätsommer auf. Für die beschriebenen Betrachtungen wurden Seen und Jahrgänge ausgeschlossen, die wegen hoher Nährstoffkonzentration beider Parameter weder N- noch P-limitiert sein können.

CR-Grenzen der Zustände gemäß NITROLIMIT (2014) (Massenverhältnisse):

- DIN:TP-Verhältnis  $\leq 1,6$  → N-limitiert
- DIN:TP-Verhältnis  $> 1,6$  → P-limitiert
- DIN  $> 140$  µg/L und DIP (Orthophosphat-P)  $> 25$  µg/L → keine Limitation

Für manche Jahrgänge waren nicht immer beide Parameter vorhanden. Dort wurden die von DOLMAN & WIEDNER (2014) ebenfalls abgeleiteten kritischen Werte der N:P-Massenverhältnisse weiterer Kenngrößen verwendet:

- TN:TP  $\leq 29$  → N-limitiert
- TN:TP  $> 29$  → P-limitiert
- DIN:DIP  $\leq 7,3$  → N-limitiert
- DIN:DIP  $> 7,3$  → P-limitiert

Ebenso wurden für die Seenjahre mit fehlenden DIP oder DIN-Werten für die Filterung von nicht-Nährstoff-limitierten Zuständen ein TP-Limit von 100 µg/l und ein TN-Limit von 2.500 µg/L abgeleitet (gerundet aus DIP zu TP- und DIN zu TN-Verhältnis im Datensatz). Oberhalb dieser Werte ist dementsprechend ebenfalls nicht mehr mit einer Limitierung durch N oder P zu rechnen. Auf diese Weise konnten aus dem Datensatz noch mehr Jahrgänge für die Analysen der beiden interessierenden N-Parameter DIN und TN gewonnen werden.

In der vorliegenden Ausarbeitung sollen angelehnt an die Ergebnisse von DOLMAN & WIEDNER (2014), welche sich bisher ausschließlich mit natürlichen Seen in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland beschäftigten, N-limitierte von P-limitierten sowie "fremd-limitierten" Zuständen in den zur Verfügung stehenden Jahrgängen differenziert werden. Dabei werden die Ergebnisse des Nitrolimit-Projekts nachvollzogen und darüber hinaus auf bisher nicht betrachtete Seetypes in den Ökoregionen Alpen und Mittelgebirge sowie hinsichtlich AWB und HMWB übertragen.

In den folgenden Auswertungen sind die jeweils in den Seegruppen auftretenden Saisonmittelwerte des DIN und TN differenziert nach herrschender Limitation im Jahrgang sowie die Biomasseantwort des Phytoplanktons dargestellt. Als Kenngröße für die Phytoplanktonbiomasse wird der Biomasse-Trophieindex verwendet, welcher als Mittelwert aus Chlorophyll a-Trophieindex nach LAWA (1999) und Biovolumen-Index (RIEDMÜLLER *et al.* 2013c) errechnet wird. Für einige Jahrgänge liegt dem Biomasse-Index nur ein Wert der beiden Indices vor.

### 3.3.2 Anorganischer Stickstoff (DIN) und N-Limitation in den Seegruppen

Die Verteilung der Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz auf die Limitationsformen zeigt die Abb. 7. In den geschichteten Alpen- und Mittelgebirgsseen tritt auf der Betrachtungsebene von Jahrgängen (und des DIN-Datensatzes) keine N-Limitation des Phytoplanktons auf. Alle Seen sind P-limitiert. Lediglich drei Seenjahrgänge sind nicht durch Nährstoffe begrenzt (TS Bleiloch bei Harra 2007, TS Kriebstein 2009 und 2010). In den geschichteten Tieflandseen sind rund 20% der Jahrgänge N-limitiert. Überraschenderweise liegt sowohl in den tieferen als auch in den flachen polymiktischen Seen der Anteil N-limitierter Seen ebenfalls nur bei rund 20%. Allerdings nehmen in den polymiktischen Seen die relativen Anteile der nicht durch N und P limitierten Seen deutlich zu und liegen bei 30-35%.

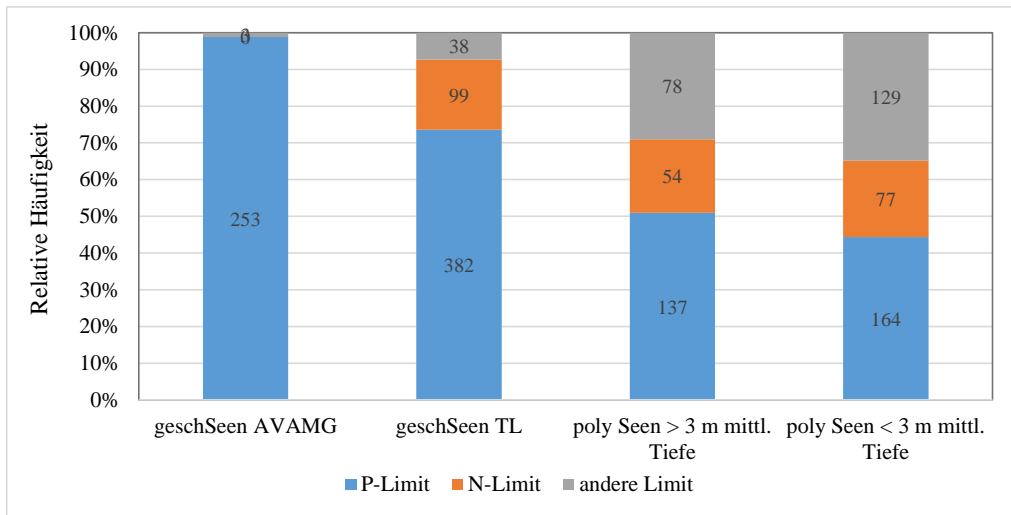


Abb. 7: Art der Limitierung des Phytoplanktonwachstums in den Seengruppen. Kalibrationsdatensatz DIN (N = 1.414).

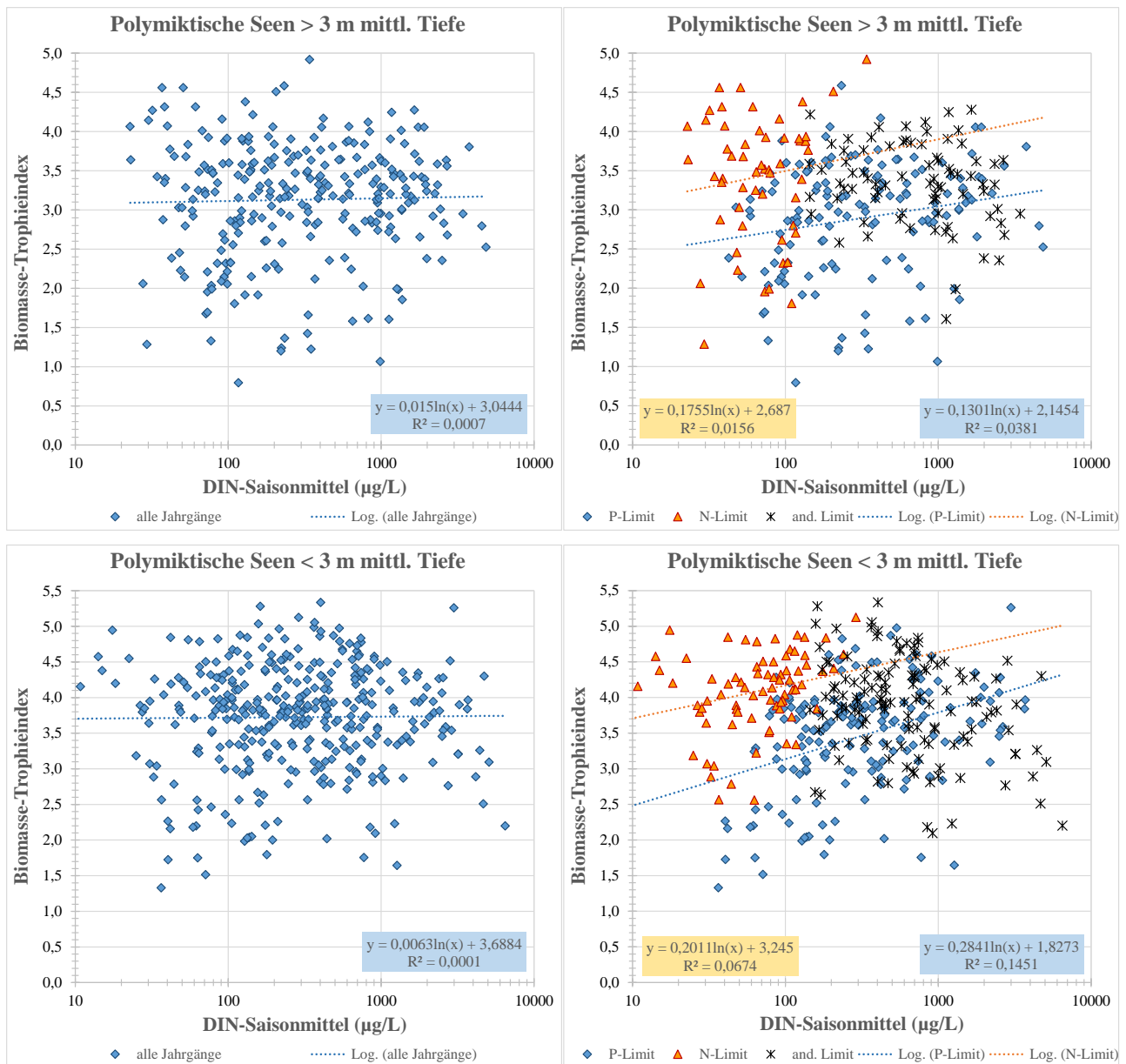


Abb. 8: Biomasseantwort (Biomasse-Trophieindex) des Phytoplanktons auf den Parameter DIN im Saisonmittel in den geschichteten Seen sowie Differenzierung nach Limitationszuständen.

Im Vergleich der beiden Gruppen **geschichteter Seen** sind folgende Aspekte auffällig (s. Abb. 8):

- In den geschichteten Tieflandseen treten ab dem schwach mesotrophen bis in den polytrophen Trophiestatus N-limitierte Seenjahre auf. In diesen besteht ein Zusammenhang zwischen DIN-Konzentration und Phytoplanktonbiomasse. Die logarithmische Anpassung besitzt jedoch eine große Streuung. In den P-limitierten Seen besteht kein Zusammenhang.

- In den Alpen und Mittelgebirgsseen konnten keine N-limitierten Seen (auf Basis von Jahrgängen) gefunden werden. Allerdings liegt der Schwerpunkt der DIN-Konzentrationen eine Zehnerpotenz höher als in den geschichteten Tieflandseen. Nur rund 4% der Jahrgänge besitzen DIN-Saisonmittelwerte unter 200 µg/L. Bei derart hohen Stickstoffwerten kann keine N-Limitation auftreten. **Die fehlende Stickstofflimitierung in diesen Seen sollte eigentlich ein Argument für das Einführen von Zielwerten sein und nicht deren Ablehnung begründen.**



**Abb. 9:** Biomasseantwort (Biomasse-Trophieindex) des Phytoplanktons auf den Parameter DIN im Saisonmittel in den **polymiktischen Seen** sowie Differenzierung nach Limitationszuständen.

In den **polymiktischen** Seegruppen weisen insbesondere eu- bis polytrope Jahrgänge eine N-Limitierung auf (s. Abb. 9). Die angepassten linearen Regressionen zeigen jedoch auch für die N-limitierten Jahrgänge keinen belastbaren Zusammenhang zwischen DIN und Algenbiomasse.

### 3.3.3 Gesamtstickstoff (TN bzw. TNb) und N-Limitation in den Seegruppen

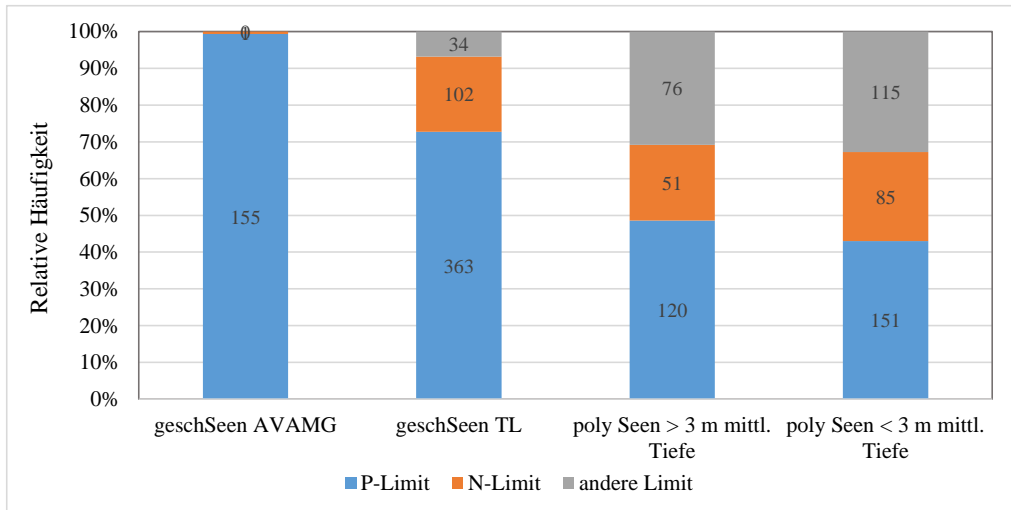


Abb. 10: Art der Limitierung des Phytoplanktonwachstums in den Seegruppen. Kalibrationsdatensatz TN (N = 1.253).

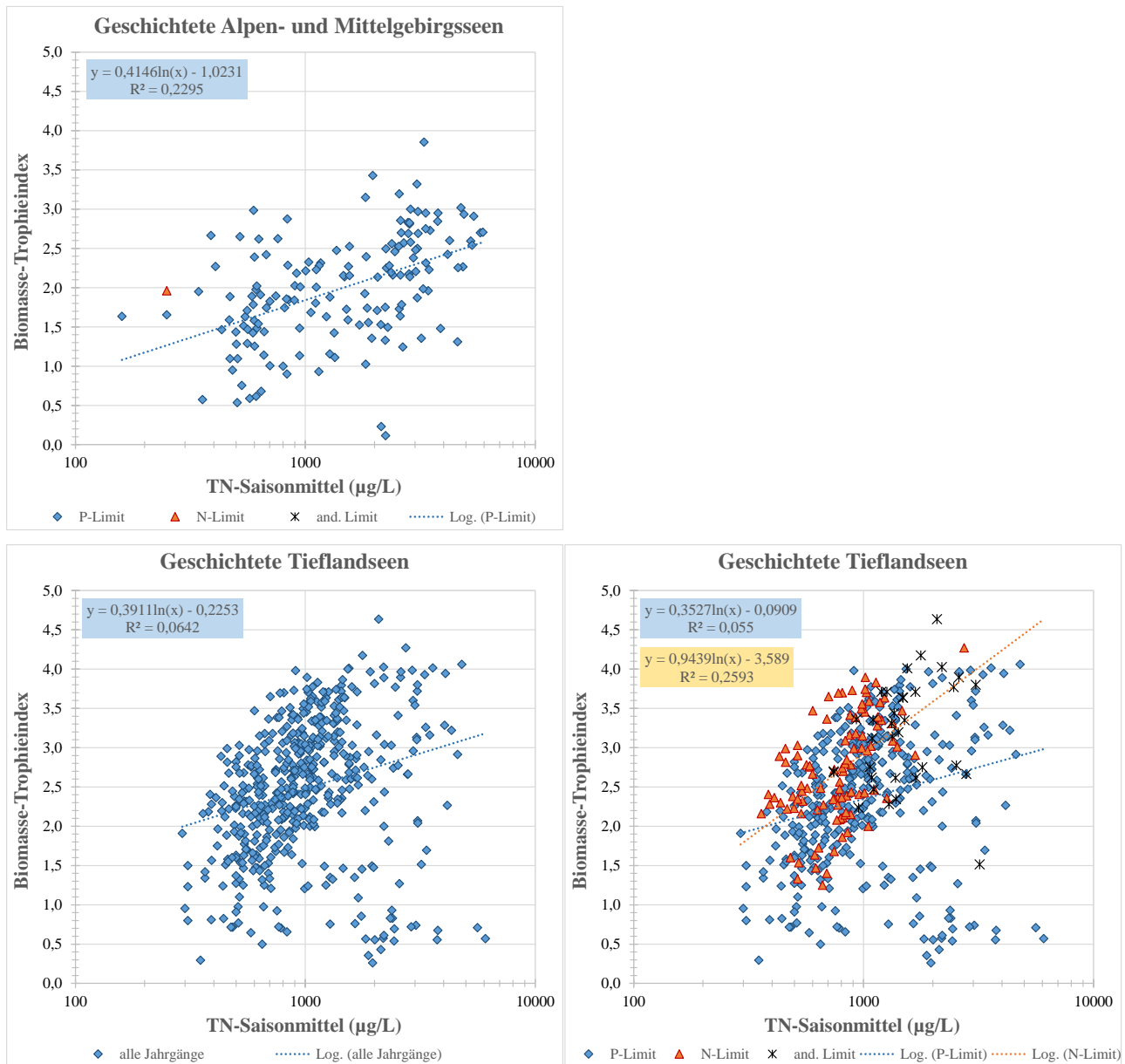


Abb. 11: Biomasseantwort (Biomasse-Trophieindex) des Phytoplanktons auf den Parameter TN im Saisonnittel in den geschichteten Seen sowie Differenzierung nach Limitationszuständen.



Gemäß Auswertung im TN-Kalibrationsdatensatz gibt es im Alpen- und Mittelgebirgsraum nur einen N-Limitierten Seenjahrung (s. Abb. 11 oben) (Tagebausee Hellkopfsee 2003). Eine Reduktion der Stickstoffkonzentrationen würde in diesen Seen demnach zunächst keine Effekte auf die Phytoplanktonbiomasse verursachen. Erst wenn die Reduktion so groß ist, dass eine N-Limitierung eintritt, kann die weitere Verringerung einen Einfluss auf die ökologische Qualität ausüben.

In der Gesamtschau aller Seegruppen ist der Zusammenhang mit der PP-Biomasse bei der Kenngröße TN sehr viel deutlicher als beim DIN. Der TN scheint auch in P-limitierten Seen in geringem Maß eine Trophie-steuernde Größe zu sein (s. Abb. 12). Diese Beobachtung kann jedoch auf einer Scheinkorrelation beruhen, da in nährstoffbelasteten Seen in der Regel sowohl N als auch P erhöht ist. Die beste Korrelation zwischen TN-Saisonmittel und PP-Biomasse wurde in den tieferen polymiktischen Seen gefunden (s. Abb. 12).



**Abb. 12:** Biomasseantwort (Biomasse-Trophieindex) des Phytoplanktons auf den Parameter TN im Saisonmittel in den **polymiktischen Seen** sowie Differenzierung nach Limitationszuständen.

**Fazit:** Der Parameter TN besitzt hinsichtlich PP-Biomasse eine deutlich bessere Vorhersagekraft als der Parameter DIN. Die Suche nach N-Schwellenwerten sollte sich demnach auf diese Kenngröße fokussieren.

### 3.3.4 Gesamtstickstoff und Phytoplanktonentwicklung, Prüfung und Fazit

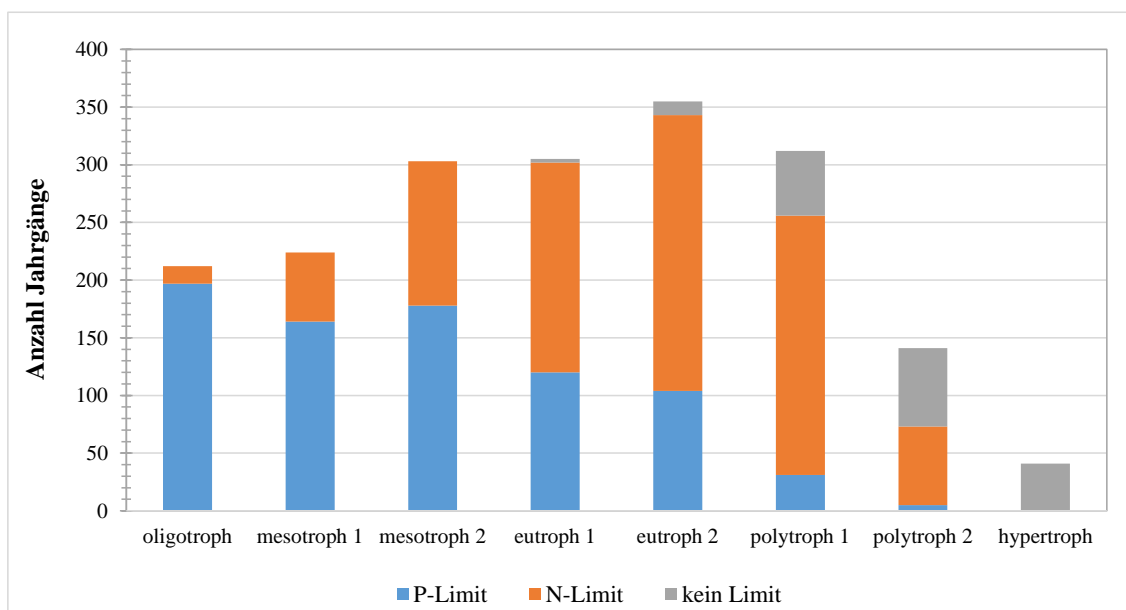
Für eine transparentere Bearbeitung der Fragestellung aus Kap. 3.3.3 wurden die Limitationszustände in einem weiter verdichteten Datensatz (TN **und** TP vorhanden) allein an dem kritischen Massenverhältnis von **TN:TP bei 29** differenziert gemäß DOLMAN & WIEDNER (2014). Keine Limitation bzw. andere Limitationen wurden bei einem TP > 100 µg/L **und** einem TN > 2.500 µg/L angenommen. Es ergaben sich ohne eine Auswahl eines Kalibrationsdatensatzes rund 1.900 Jahrgänge, von denen rund 900 N-limitiert, rund 750 P-limitiert und 180 Jahrgänge nicht oder "fremd-limitiert" sind (s. auch Abb. 13). Durch die Verwendung des "kritischen" TN:TP-Verhältnisses wurden nun auch in der Alpen- und Mittelgebirgsregion 16 Jahrgänge aus 14 Seen als N-limitiert angezeigt.

Zunächst wurden N- und P-limitierte Seen jeweils wechselweise für N und P auf deren Wirksamkeit auf die PP-Biomasse (BM-Trophieindex) geprüft. Logarithmische Kurvenanpassungen waren am besten geeignet, die Abhängigkeit zwischen TN- bzw. TP-Konzentrationen und dem BM-Index (dieser ist bereits eine ln-transformierte Indexgröße aus Chl a und PP-Biovolumen) zu erklären.

**Tabelle 12:** Bestimmtheitsmaße ( $R^2$ ) der logarithmischen Kurvenanpassungen zwischen den Nährstoffkenngrößen TN bzw. TP und der Phytoplanktonbiomasse (Biomasse-Trophieindex) in den Jahrgängen der beiden "Limitationsgruppen" (P-limitierte: 946 Seenjahrgänge, N-limitierte: N = 767 Seenjahrgänge).

R <sup>2</sup> der log-Regressionen zwischen Biomasse-Trophieindex und...	P-limitierte Seen	N-limitierte Seen
TN	0,09	0,53
TP	0,65	0,41

Die (logarithmische) Regressionsanalyse zeigt (s. Tabelle 12), dass TP in beiden Datensätzen eine Korrelation aufweist, die im N-limitierten Datensatz allerdings schwach ist. Im P-limitierten Datensatz wurde das höchste Bestimmtheitsmaß erreicht. Der Parameter TN kann seinerseits im N-limitierten Datensatz kein so hohes Bestimmtheitsmaß erreichen, bietet aber dennoch eine rund 50%ige Verlässlichkeit der Vorhersage. Die Störung der Determinierbarkeit der PP-Biomasse durch andere Limitationsformen wie Licht und Temperatur spielt in den N-limitierten Seen offensichtlich eine größere Rolle.



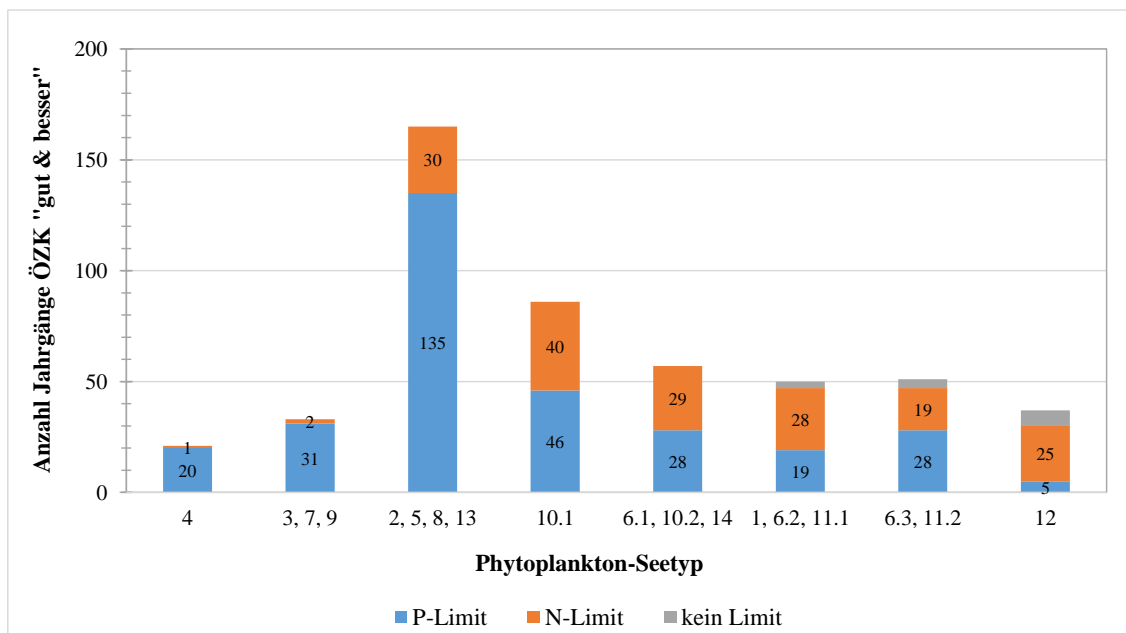
**Abb. 13:** Verteilung der Limitationszustände in den LAWAW Trophieklassen gemäß Biomasse-Trophieindex. Gesamtdatensatz N = 1.893.

Da N-Limitierung häufiger in den eutrophen bis polytrophen Seen auftritt (s. Abb. 13) wird z. B. eine Lichtlimitierung (Eigenbeschattung des Phytoplanktons, mineralische Trübe in Flachseen) wahrscheinlicher.

Nach der am TN:TP-Verhältnis orientierten Trennung der Limitationszustände gemäß DOLMAN & WIEDNER (2014) herrscht in überraschend vielen Jahrgängen N-Limitation. Sie tritt v.a. in den stärker degradierten eutrophenen Seen auf. Möchte man mögliche Schwellenwerte auf Basis der N-limitierten Jahrgänge finden, so ist der wichtige Bereich für den "guten" Zustand aller Seetypen der Trophiebereich zwischen oligotroph (Seetyp 4) und Klassenmitte eutroph 2 (Seetyp 12). Insbesondere für die oligotropheren Seetypen ist die Datenlage um die "gut/mäßig"-Grenze demnach eher schlecht. Für eine auf Seetypenebene basierende Auswertung würden zwangsläufig bei den Alpen- und Mittelgebirgstypen zu wenige Werte von N-limitierten Seen zur Verfügung stehen. Es werden deshalb für weitere Auswertungen Seetypen zusammengefasst, die im Phyto-See-Index eine gleiche Verankerung der Referenztrophi im LAWA-Trophiesystem besitzen (s. Tabelle 13).

**Tabelle 13:** Seetypgruppen, in denen gemäß PhytoSee-Verfahren die gleiche Referenztrophi verankert ist und die gleiche Bewertungsstrenge angewandt wird.

PP-Seetyp	Trophieindex nach LAWA der gut/mäßig-Grenze
4	1,75
3, 7, 9	2,00
2, 5, 8, 13	2,25
10.1	2,50
6.1, 10.2, 14	2,75
1, 6.2, 11.1	3,00
6.3, 11.2	3,25
12	3,50



**Abb. 14:** Limitation in den gemäß PSI "sehr gut" und "gut" bewerteten Seejahrgängen. Datenbasis: Kalibrationsdatensatz 500 Jahrgänge mit PSI von 2,5 und besser.

Aus dem hinsichtlich TN zusammengestellten Kalibrationsdatensatz sind in Abb. 14 für die "gut & besseren" Seejahrgänge die Limitationszustände aufgetragen. Die Tatsache, dass bereits in den im

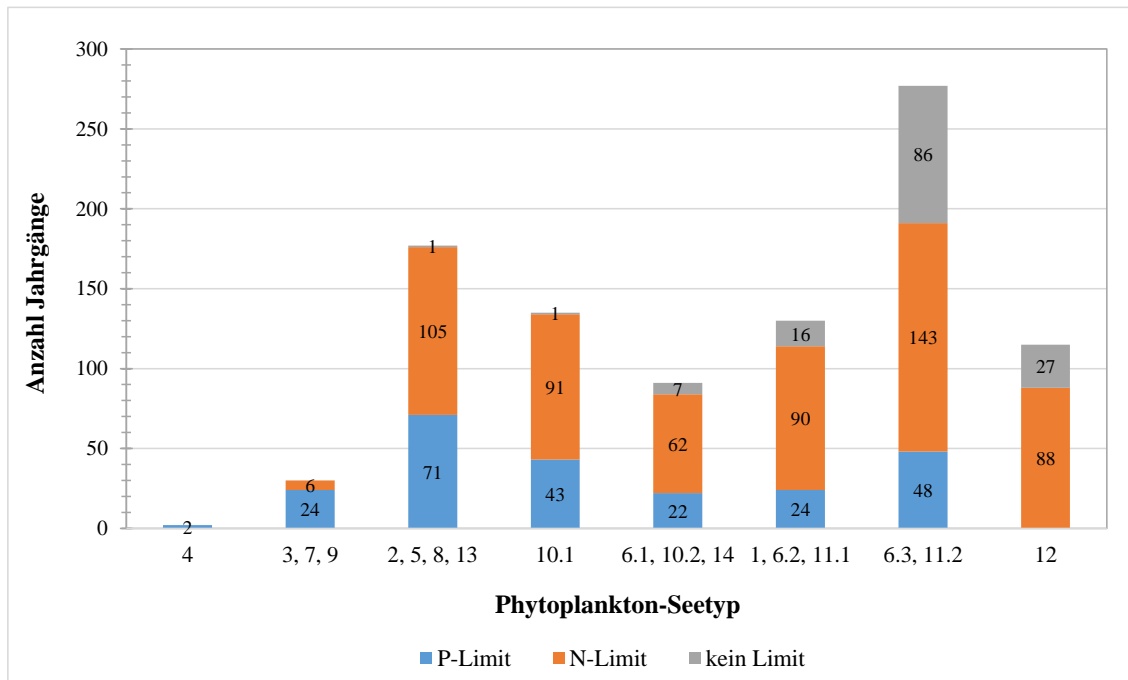
"guten" Zustand noch mesotrophen PP-Seetypen wie 2, 5, 8, 13 und 10.1 zu 20% bzw. 50% N-limitierte Seen enthalten sind, zeigt, dass N-limitierung zur Erreichung des "guten" Zustands keine zu vernachlässigende Steuergröße ist. Die Beispiele in Tabelle 14 zeigen, dass trotz hoher TP-Konzentrationen, welche nach Umrechnung mit der Referenztrophy alle im "unbefriedigenden" oder "schlechten" Zustand liegen (nach ÖQ TP = "unbefr./schlecht" gefiltert), die Phytoplanktonbiomassen im Saisonmittel so klein bleiben, dass dennoch der "gute" Zustand erreicht wird. Die TN:TP-Verhältnisse liegen in den Beispielen meist deutlich unterhalb des kritischen Werts von 29 bzw. 29:1. AK- und PTSI-Metric sind entlang der Belastungsgröße Gesamtphosphor kalibriert und zeigen die hohen TP-Konzentrationen in einem größeren Teil der Fälle an.

**Tabelle 14:** N-limitierte Beispieljahrgänge der Seetypen 10, 11 und 13. Der Limitationstyp ist gemäß dem kritischem Massenverhältnis (CR) TN:TP von 29 gemäß DOLMAN & WIEDNER (2014) ermittelt.

Jahrgang	TN-Sais µg/L	TP-Sais µg/L	TN:TP (CR 29)	ÖQ TP-Sais- Index	BM- Metric	AK- Metric	PTSI- Metric	PSI
<b>Seetyp 13</b>								
Dolgener See2008	887	54	17	4,0	1,9	2,2	1,9	2,0
Dolgener See2010	745	63	12	4,3	1,1	1,9	3,0	1,9
Schmaler Luzin, Carwitzer Becken 2011	538	91	6	5,2	0,6	1,0	3,5	1,6
Schmaler Luzin, Mittelbecken 2011	517	74	7	4,7	0,9	1,2	4,0	1,9
Schweriner See, Innensee 2012	754	150	5	5,5	1,3	3,1	3,4	2,4
<b>Seetyp 10.1</b>								
Baggersee mittlerer Weserbogen 2005	543	77	7	4,3	2,2	2,4	--	2,3
Großdöllner See 2006	1048	60	17	3,7	1,6	1,3	2,1	1,6
Kraker Untersee, Binnensee 2011	958	80	12	4,4	2,4	2,8	2,1	2,4
Kramssee 2006	787	82	10	4,4	2,5	2,3	2,3	2,4
Lankower See 2006	738	538	1	5,5	2,1	2,5	2,9	2,5
Motzener See 2006	1262	118	11	5,2	2,2	2,0	3,4	2,5
Motzener See 2009	1383	83	17	4,4	2,2	2,3	2,7	2,4
Plauer See, Werdertief 2011	803	69	12	4,1	2,2	1,6	2,8	2,2
Tollensesee 2010	712	140	5	5,5	0,9	1,5	1,6	1,3
Tollensesee 2011	1083	70	15	4,1	1,2	2,0	1,9	1,6
<b>Seetyp 11.1 und 11.1k</b>								
Beutelsee2006	1127	143	8	4,5	2,5	1,8	3,2	2,4
Bistensee 2011	1629	119	14	4,2	2,0	1,8	2,5	2,1
Brahmsee 2010	2029	96	21	3,7	2,1	1,4	3,4	2,1
Dambecker See 2012	1245	103	12	3,9	1,9	2,8	2,5	2,3
Flakensee2006	594	144	4	4,5	2,2	1,2	3,4	2,1
Kummerower See 2009	1120	90	12	3,6	0,8	0,8	1,4	1,0
Polsensee2009	684	101	7	3,8	1,9	2,7	2,8	2,3
Wardersee 2010	1814	94	19	3,7	2,0	1,5	3,1	2,1
Werratalsee 2014	843	96	9	3,7	1,9	2,6	3,1	2,4
Westensee 2006	1351	87	15	3,5	2,4	1,3	3,0	2,2

Sais = Saisonmittelwert

Bei alleiniger Betrachtung des PSI muss eine deutliche Limitierung der Phytoplanktonbiomasse und Reduktion des Biomassemetrics vorliegen, um die evtl. auf die hohen TP-Konzentrationen reagierenden Metrics AK und PTSI derart zu kompensieren, dass im Gesamtergebnis immer noch der "gute" Zustand erreicht wird. Eine Regressionsanalyse zwischen TN und PSI muss demnach in der Regel strengere Zielwerte ermittelt als eine Prüfung zwischen TN und Biomasse-Metric allein. Dies wird teilweise bei den Zielwerten des NITROLIMIT-Projekts (DOLMAN & WIEDNER 2014) deutlich, wo die Zielwerte sowohl am PSI als auch am PP-Biovolumen-Einzelmetric des PSI-Verfahrens entlang entwickelt wurden. Auf den folgenden Seiten sind wiederum beide Ansätze dargelegt.



**Abb. 15:** Limitation in den gemäß PSI "mäßig und schlechter" bewerteten Seejahrgängen. Datenbasis: Kalibrationsdatensatz: 957 Jahrgänge mit PSI von 2,51 und schlechter.

### Fazit zur Limitierung des Phytoplanktonwachstums durch Gesamtstickstoff:

Die Limitierung durch Stickstoff stellt keine Randerscheinung in deutschen Seen dar. Ab dem Seetyp 10.1 sowie in den im Referenzzustand höher eutrophen Seetypen sind bereits die "sehr guten" und "guten" Seejahrgänge nach den angewandten Kriterien zumindest zur Hälfte N-limitiert. Seen nahe des kritischen TN:TP-Verhältnisses von 29 weichen in der Biomasse nicht so stark von der Erwartung auf Basis des TP-Wertes ab. In diesem Bereich ist eine Co-Limitation wahrscheinlich.

Wie an zahlreichen Beispielen gezeigt wurde, kann die Unterschreitung bestimmter TN-Konzentrationen in mesotrophen sowie eutrophen Seen durch die Begrenzung der Phytoplanktonentwicklung den "guten" Zustand herbeiführen. Aus diesem Grund kann die Kenntnis über seetypspezifische Zielwerte zur Erreichung des "guten" Zustands eine Hilfe zur Formulierung von Güte- und Bewirtschaftungszielen darstellen. Eine daran orientierte Verminderung von N-Einträgen kann insbesondere für stark N-limitierte Seen, die nicht weit vom "guten" Zustand entfernt sind, eine Lösung sein. Die Gruppe der N-limitierten "mäßig und schlechteren" Seejahrgänge in den Seetypen ist groß (s. Abb. 15). Zum Beispiel weisen 135 Seejahrgänge eine deutliche N-Limitierung mit TN:TP-Verhältnissen von kleiner als 10:1 auf. Hier sind sicherlich einige Seen dabei, die durch eine N-Reduktion geringere Biomassen ausbilden könnten und dann besser bewertet werden.

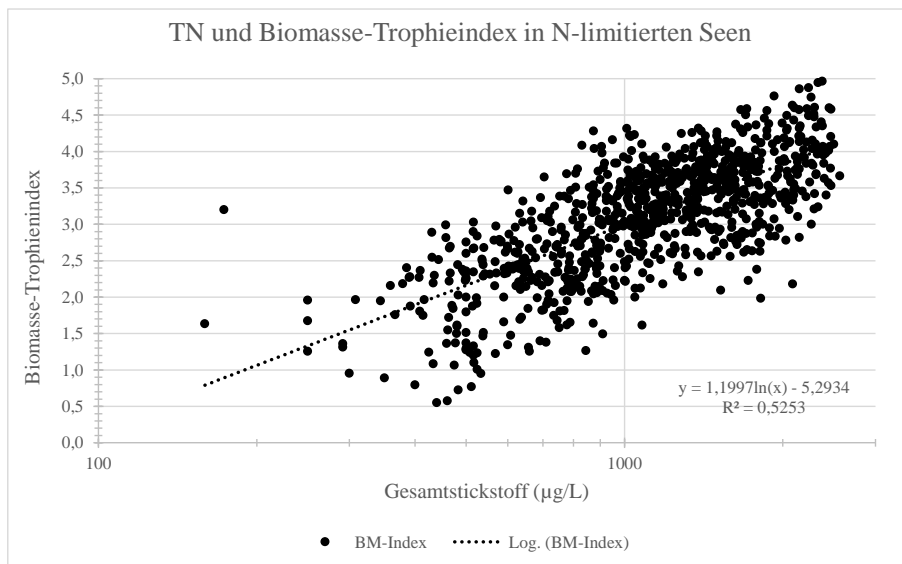
Die Analysen zeigen eine große Individualität der Seen. Einige wechseln von einem Jahr auf das andere den Limitationszustand. Andere bilden trotz limitierender N-Werte hohe Biomassen aus. Es muss deshalb eine Einzelfall-Entscheidung bleiben, ob für einen See die "Anwendung von N-Zielwerten" eine ökologisch und wirtschaftlich sinnvolle Maßnahme sein kann.

### 3.3.5 Seetypspezifische TN-Zielwerte sowie Vergleich mit den NITROLIMIT-Zielwerten (2014)

Die Ableitung von TN-Zielwerten kann auf verschiedene Methoden erfolgen. Im vorliegenden Kapitel sollen Beispiele für eigene Ansätze gezeigt werden und mit den Ergebnissen der NITROLIMIT-Methode verglichen werden.

Im NITROLIMIT-Projekt (DOLMAN & WIEDNER 2014) wurden seetypspezifisch Regressionen zwischen PSI und Gesamtstickstoff im jeweils N-limitierten Datensatz durchgeführt. Der Zielwert stellt denjenigen TN-Wert dar, der gemäß logarithmischer Kurvenanpassung dem PSI-Wert von 2,5 entspricht. Er stellt gemäß Autoren die oberste Konzentrationsgrenze dar, die unbedingt erreicht werden sollte, damit sich zumindest in 50% der Seen ein guter ökologischer Zustand einstellt.

Die Ermittlung auf Seetypebene hat den Nachteil, dass für manche Seetypen zu wenige Wertepunkte für eine fundierte Kurvenanpassung vorliegen. Das Problem kann z. B. damit umgangen werden, eine Regressionsbeziehung zwischen Biomasse-Trophieindex und TN auf Basis des Gesamtdatensatzes mit N-limitierten Jahrgängen zu erstellen. Mithilfe der seetypspezifischen Verankerungspunkte im Trophieindex nach LAWA (s. "gut/mäßig"-Grenze in Tabelle 13) können die den Indexwerten entsprechenden TN-Werte mittels Regressionsformel ermittelt werden.

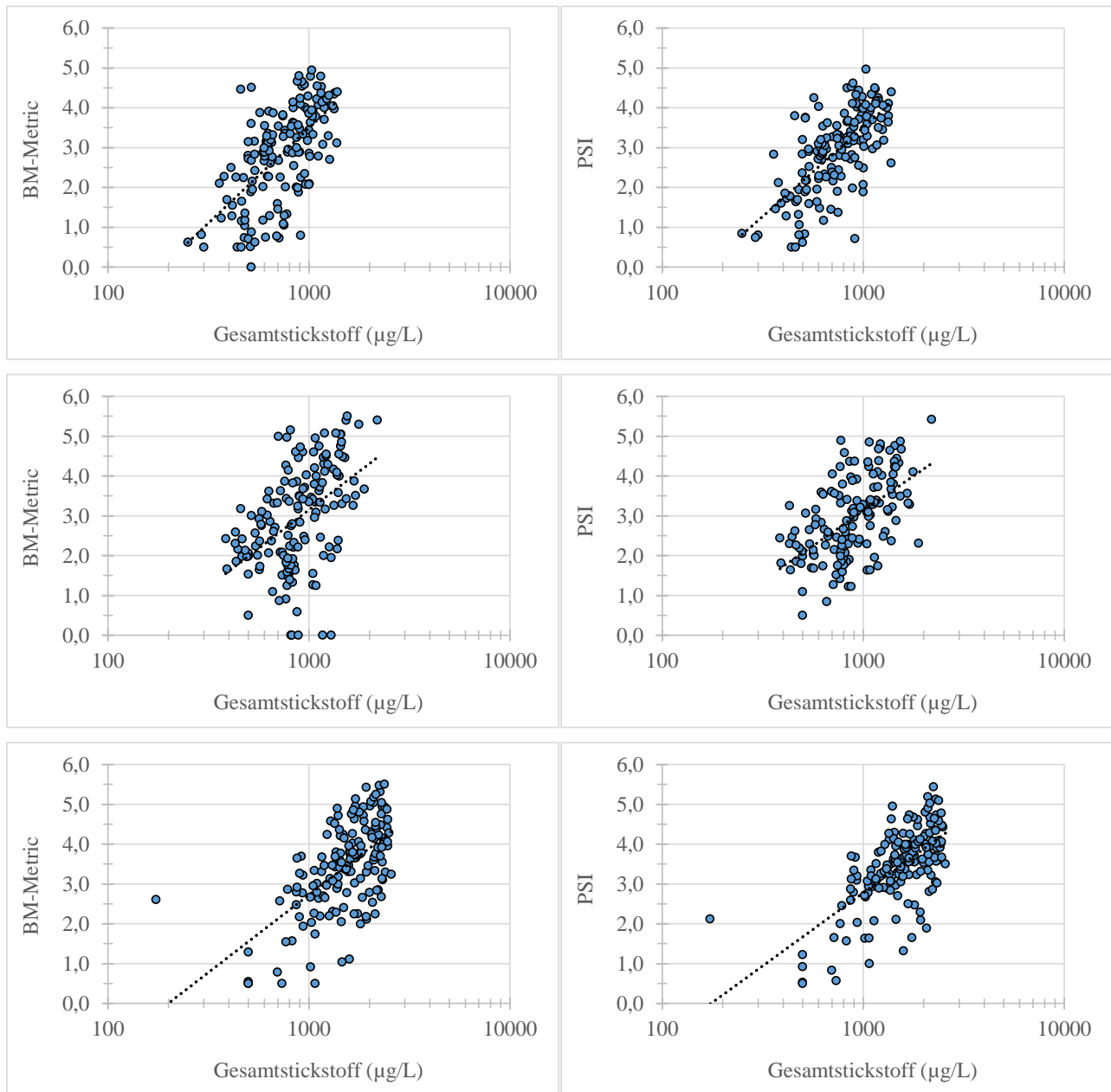


**Abb. 16:** Kurvenanpassung an TN und Biomasse-Trophieindex zur Ableitung von TN-Klassengrenzen. Gesamtdatensatz N-limitierte Seen, N = 910.

**Tabelle 15:** Seetypgruppen, deren "gut/mäßig"-Grenze, die aus der Regression abgeleiteten Klassengrenzen sowie die in NITROLIMIT entwickelten Zielwerte (Ableitung am PSI, vgl. Tabelle 10).

PP-Seetyp	Trophieindex nach LAWA der gut/mäßig-Grenze	TN (µg/L) Obergrenze "guter" Zustand	TN (µg/L) Klassenmitte "guter" Zustand	Zielwerte (PSI) NITROLIMIT (2014)	Seetyp (NITROLIMIT)
4	1,75	605	542	--	--
3, 7, 9	2,00	675	605	--	--
2, 5, 8, 13	2,25	753	675	480	13
10.1	2,50	840	753	500	10.1
6.1, 10.2, 14	2,75	937	840	510/600	10.2/14
1, 6.2, 11.1	3,00	1.046	937	510	11.1
6.3, 11.2	3,25	1.167	1.046	710	11.2
12	3,50	1.302	1.167	800	12

Eine weitere Methode ist die Ableitung mittels Regression von TN und Biomasse-Trophieindex spezifisch für die Seetypgruppen (Zusammenfassung von Seetypen mit gleichen Ankerpunkten in der Trophieskala nach LAWA, s. Tabelle 15).



**Abb. 17:** Kurvenanpassung an TN und Biomasse-Metric und PSI zur Ableitung von TN-Klassengrenzen in den Seetypgruppen "2, 5, 8, 13" (oben, N = 157), "10.1" (Mitte, N = 159) und 6.3, 11.2 (unten, N = 175).

**Tabelle 16:** Ableitung von Seetypgruppen-spezifischen Zielwerten an 3 Beispielen, die gut/mäßig-Grenze ausgedrückt in LAWA-Trophieindex sowie die aus den Einzelregressionen abgeleiteten Klassengrenzen. IC = Europäische Interkalibrierung.

PP-Seetyp	Trophieindex nach LAWA der gut/mäßig-Grenze	TN (µg/L) abgeleitet am PSI (ÖZK 2,5)	TN (µg/L) abgeleitet am Biomasse-Metric (ÖZK 2,5)	Zielwerte NITROLIMIT (2014)	Seetyp (Nitrolimit)	IC-Seetyp
2, 5, 8, 13	2,25	666	686	480	13	LCB 1
10.1	2,50	806	832	500	10.1	LCB 1
6.3, 11.2	3,25	1.178	1.242	710	11.2	LCB 2

Die aus dem Gesamtdatensatz abgeleiteten TN-Zielwerte sind denjenigen, die einzeln für die Seetypgruppen entwickelt wurden, sehr ähnlich (s. Tabelle 15 und Tabelle 16). Vermutlich ist der Aufwand der einzelnen Ableitung nicht notwendig. Größere Unterschiede bestehen zu den NITROLIMIT-Zielwerten. Die genauen Ursachen können an dieser Stelle nicht genauer ermittelt werden. Mögliche Ursachen: Der vorliegenden Studie lag ein stark erweiterter und somit anderer Datensatz zur Verfügung. Als Limitierungskriterium wurde das im NITROLIMIT I entwickelte kritische TN:TP-Verhältnis verwendet. In NITROLIMIT wurde dagegen vorwiegend das DIN:TP-Verhältnis zur Trennung der Gruppen eingesetzt. Das für die Fremdlimitation eingesetzte Kriterium  $TN > 2.500 \mu\text{g/L}$  ist evtl. zu hoch und im Kalibrationsdatensatz der N-limitierten sind einige weder P noch N-limitierte Seen enthalten, welche die Werte etwas nach oben ziehen.

Mit den vorgestellten Methoden sind plausible Zielwertableitungen gelungen, die sich im Gesamtkontext anderer europäischer Standards gut einordnen könnten (vgl. Tabelle 9).



#### 4 Erweiterung des Access-Auswertetools PhytoSee zur Berechnung der PhytoLoss-Indices - Einführung und Ausgangssituation

In einem der vorangegangenen LAWA-Projekte (MISCHKE *et al.* 2010; Projekt O 9.09) konnte erstmals eine mögliche Einbeziehung von Zooplanktonbefunden und das PhytoLoss-Modul im Entwurf vorgestellt werden. Anlass für die Modulentwicklung war, dass eine zu geringe Biofiltrationsleistung des Zooplanktons einen erheblichen Einfluss auf die Bewertung mit dem Phyto-See-Index nehmen kann.

Die Bearbeitung des ersten Entwurfs von PhytoLoss (in MISCHKE *et al.* 2010) erfolgte durch Dr. Rainer Deneke (BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz) sowie im Rahmen eines Unterauftrags durch apl. Prof. Dr. G. Maier (Universität Ulm), um die Zooplankton-Erfassung in Süddeutschland, die Zooplankton-Probenahme sowie die Nahrungsbiologie der Copepoden fachlich besser abzudecken.

Für die Entwicklung von Grazing- und Futterqualitäts-Indices wurden Ansätze in einem Meta-Review zusammengetragen, Kenngrößen ausgewählt und die Interaktion zwischen Futter, hier dem Phytoplankton und dem Zooplankton in einer neuartigen Weise in einer Interaktionsmatrix zusammengestellt. Beim Phytoplankton repräsentieren 12 Gilden jeweils Gruppen mit ähnlichen Mechanismen und Effektivitäten zum Fraßschutz. Darunter fallen u. a. morphologische Anpassungen durch Zell- oder Koloniegroße und Gallerten oder Zellwände.

Das PhytoLoss-Verfahren wurde im vorliegenden Projekt weiterentwickelt und in einer Verfahrensanleitung dokumentiert (s. DENEKE *et al.* 2014 und 2015). Das Verfahren ermöglicht eine bundesweit einheitliche, speziell auf die Wechselwirkung mit dem Phyto-See-Index abzielende Auswertung des Zooplanktons.

Für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind umfangreiche Berechnungen mit den Untersuchungsdaten durchzuführen, um die Gesamtbewertung nach dem Phyto-See-Index (PSI) zu erhalten. Das Auswertungsprogramm PhytoSee 6.0 führt die Berechnung nach dem aktuellsten Verfahrensstand unabhängig von einer Auswertung des Zooplanktons durch und erzeugt jedoch gleichzeitig die für das PhytoLoss-Verfahren erforderlichen Eingangsdaten aus der Biokomponente Phytoplankton. Seit der Programmversion PhytoSee 6.0 kann man an die Bewertung des Phytoplanktons eine Klassifizierung von Grazing-Indizes für die dafür zusätzlich zu importierenden Zooplankton-Daten anschließen (Access-Dateiname: PhytoSee\_6\_0\_PhytoLoss\_1\_2\_Format2003\_09012015.mdb). Für den Import der Zooplanktondaten, die Grazing-Index-Berechnungen sowie den Ergebnisexport wurde das Berechnungstool um das sogenannte "Modul PhytoLoss" erweitert. Die Anleitung zur Verwendung des PhytoLoss-Moduls ist in Form einer Kurzanleitung (Teil B) im aktualisierten "Handbuch für die Seenbewertung mittels Phytoplankton" verfügbar (DENEKE *et al.* 2014). Des Weiteren wurde im aktuellen Projekt von DENEKE *et al.* (2015) eine umfangreiche Verfahrensanleitung erarbeitet, in der ebenfalls die Verwendung des Auswertetools erläutert wird.

Alle erforderlichen Dokumente zur Datenaufbereitung und für den Import in das PhytoLoss-Modul sowie die Kurz- und Verfahrensanleitung zum PhytoLoss-Modul sind seit Dezember 2014 bzw. März 2015 in der Zip-Datei "PhytoSee\_6\_0....zip" enthalten:

##### A) "Zooplankton\_Datenuebergabeformate\_V1\_1.xls"

Es wurde ein Datenübergabeformat PhytoLoss als Tabellen in einer EXCEL-Datei entwickelt, ähnlich der "Formatvorlage\_PhytoSee...", welches zur Harmonisierung und Qualitätssicherung beiträgt. Diese EXCEL-Datei bietet gleichzeitig eine Anleitung zur Datenvorbereitung der Ergebnisse der Auswertung des Metazooplanktons in Exceltabellen und deren Datenimport nach Access. In der Datei ist als wichtiges Element die Operative Taxaliste des Metazooplanktons (OTL-MZ) enthalten, die der Kodierung der Befunde dient.

**B) EXCEL-Datei "PhytoLoss\_Vorlage\_RadarDiagramme\_Okt2014.xls"**

Dies ist eine Radardiagramm-Vorlage für die Darstellung der Sommermittel der Grazing-Indizes von Seen mit kommentierten Ergebnissen (s. Exportdatei-Tabelle: "T\_PL\_Kommentare" in B9) - Visualisierung von Ergebnissen der Grazing-Indizes des Metazooplanktons und der Cladoceren im Sommermittel des Untersuchungsjahres.

**C) EXCEL-Datei "PhytoLoss\_Vorlage\_StckbrfZoo\_Nov2014.xls"**

Vorlage zur Erstellung eines Steckbriefs des Zooplanktons je See und Untersuchungsjahr. PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer) - Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter [Ergänzt für ZIP-Datei vom 7.1.2015]

Die Ausgabe aller Bewertungsindices und aller Detailberechnungen aus dem PhytoLoss-Modul erfolgt in eine weitere Exportdatei:

**D) EXCEL-Datei „PhytoLoss\_Export\_XXX\_DATUM.xls“**

Zusätzlich gibt es eine ausführliche Verfahrensbeschreibung PhytoLoss, die von der Probenahme über die Auswertung der Probe, der Datenaufbereitung bis zur Modul-Anleitung als Anhang zu dem vorliegenden Bericht erstellt wurde (DENEKE *et al.* 2015, s. Anhang in diesem Bericht). Darüber hinaus wurde ein Mindeststandard bei der Zooplankton-Beprobung und Auswertung erstellt.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000), welche die die Erreichung des "guten" ökologischen Zustandes oder Potenzials aller Oberflächengewässer zum Ziel hat, mussten für die biologischen Qualitätselemente Bewertungsgrundlagen geschaffen werden. Im vorliegenden Projekt ist die Biokomponente Phytoplankton in Seen Gegenstand der Arbeiten. Aufbauend auf seit 2002 von der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Länderfinanzierungsprogramm Wasser, Boden und Abfall) geförderten Projekten beschäftigen sich die aktuell berichteten Arbeiten mit der Optimierung des seit 2005 bestehenden Verfahrens für natürliche Seen (NIXDORF *et al.* 2005) sowie des seit 2009 (HOEHN *et al.* 2009) entwickelten Verfahrens für künstliche und erheblich veränderte Seen, Mittelgebirgsseen und Sondertypen.

Im aktuellen Projekt wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Prüfung der Notwendigkeit und Sinnhaftigkeit der Erstellung von Hintergrund- und Orientierungswerte (H&O) für Stickstoffparameter
- Ökologisches Potenzial in Talsperren mit bewertungsrelevanter Seepegelbewirtschaftung
- Handbuch für Qualitätssicherung in der Phytoplanktonbewertung
- Praxistest PhytoLoss und Erweiterung des Access-Auswertetools PhytoSee zur Berechnung der PhytoLoss-Indices unter Einbindung von Zooplanktonzähllisten

Insbesondere für die Fragen hinsichtlich Seepegel und Trophie sowie die Frage nach H&O-Stickstoffwerten musste die Phytoplankton-Seendatenbank erweitert werden. Für die Seepegelfrage war neben der Datensammlung zu Seepegelständen, die Vervollständigung der Monitoringdaten aus den jüngeren Jahren bzw. auffälligen Absenkjahren notwendig. Darüber hinaus enthielt die Seendatenbank bislang nur vereinzelt Messwerte der Stickstoffkomponenten. Die diesbezüglichen Ergänzungen für die aktuelle Fragestellung konnten auf verschiedene Weisen bewerkstelligt werden:

- Übernahme eines Datenpakets aus NITROLIMIT I über Dr. Ute Mischke
- Ergänzungen aus bereits im Archiv vorhandenen Datenbeständen aus den Bundesländern, mit u. a. Aufarbeitung von Punktproben zu rechnerisch erstellten epilimnischen oder euphotischen Mischprobenwerten
- Abfrage von Neudaten inkl. aller Nährstoffkomponenten bei den Bundesländern

Für viele Seen oder Seebecken liegen nun mehrere Jahrgänge mit Stickstoff-Datenhintergrund vor, für einen Teil der Seen zwei Jahrgänge und für wenige Seen nur ein Jahrgang. Die Analytik in den Bundesländern umfasste neben den gelösten anorganischen N-Komponenten (Ammonium, Nitrit, Nitrat) und deren Aufsummierung ( $N_{\text{anorg}} = \text{DIN}$ ) auch oft den Gesamtstickstoff ( $\text{TN} = \text{TNb}$ ).

Insgesamt liegen in der Datenbank rund 3.800 Seenjahre aus deutschen Seen vor. Für 373 Jahrgänge sind keine Phytoplanktondaten und deshalb kein PSI enthalten. Für 721 Datensätze liegt kein gültiger PTSI vor, weil nicht genügend Indikatortaxa gefunden wurden.

Zur Potenzialbewertung von **Talsperren mit starken Seepegelschwankungen** wurde ein Thema aus RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) nochmals aufgegriffen. Auf Basis einer erweiterten Datenbasis zu Hydrologie, Seepegelmanagement und trophischen Auswirkungen wurden Ermittlungen zu Trophie-verändernden Seepegelabsenkungen durchgeführt. In Grafiken wurden alle verfügbaren Informationen für über 30 Talsperren (Auswahl mit guter Datenlage und Absenkungen) zusammen geführt und ausgewertet. Bei den Auswertungen zeigte sich eine große Individualität der Talsperren. Der Vergleich zwischen Absenkjahren und hydrologischen Normaljahren tritt als Fragestellung in den Hintergrund, da in vielen Talsperren das Absenkjahr das hydrologische Normaljahr darstellt.

Das Aufstellen von Regeln für Talsperrengruppen hinsichtlich der Reaktion ist schwierig, da meist für jede Art von Gruppenbildung zu viele Ausnahmen bestehen. Hinsichtlich der GÖP-Entwicklung

ist deshalb eine Einzelfallbetrachtung zielführend, welche über deren Verhalten bei Absenkungen hinaus die aktuelle Trophie, die Trophiehistorie, die speziellen Nutzungsrestriktionen und Verbesserungspotenziale hinsichtlich Mengenmanagement berücksichtigt.

Etwa die Hälfte der intensiver betrachteten Sperren befinden sich in einem "sehr guten" oder stabil "guten" Zustand, der auch durch höhere Seepegelschwankungen (gemäß der vorliegenden Jahre) nicht gefährdet ist. Für diese ist eine Entwicklung des GÖP nicht notwendig.

Für die GÖP-Ableitung wurden 4 Fallgruppen differenziert, in die jede Talsperre einsortiert werden kann. Es werden Empfehlungen zur Berücksichtigung von starken Trophie- und bewertungsrelevanten Absenkungen bei der GÖP-Bewertung gegeben.

**Ausblick GÖP in Talsperren:** Mit den bisherigen Ergebnissen und zukünftig zu erarbeitenden konkretisierten Methoden soll eine Erweiterung des bereits bestehenden LAWA-Arbeitspapiers zur Potenzialbewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen stattfinden, welche die Handlungsempfehlungen enthalten soll. Um die Konzeption des Seetypwechsels weiter zu verfolgen, müssen im PSI-Verfahren eine oder zwei HMWB-Fallgruppen mit angepassten Bewertungskriterien ergänzt werden.

Der Prüfung der Notwendigkeit von **Stickstoff-Orientierungs- oder Zielwerten** ging eine Literaturschau voraus, die sich mit Nährstofflimitierung durch Phosphor (P) und Stickstoff (N) sowie mit bereits bestehenden Klassengrenzen des Gesamtstickstoffs im europäischen Ausland beschäftigte. Eine weitere der wesentlichen Aufgaben war das Nachvollziehen der Datenaufbereitung und Zielwertableitung im Verbundprojekt NITROLIMIT. Dieses widmete sich in einer ersten Phase den speziellen Fragestellungen des Stickstoffkreislaufs, den Stoffflüssen und der Rolle des Stickstoffs in der Eutrophierung von Gewässern. Es wurden Datengrundlagen und Kenngrößen erarbeitet, die eine Identifizierung von N- und P-limitierten Seen oder Jahrgängen zulassen. Der vorliegende Datensatz wurde nach den aus NITROLIMIT stammenden kritischen N:P-Verhältnissen (TN:TP, DIN:TP, DIN:DIP) in N-limitierte, P-limitierte und nicht durch die beiden Nährstoffe N und P limitierte Seen getrennt. Auf Basis verschiedener Analysen in wechselnden Seegruppen und -typen sollte die ökologische Wirksamkeit des Stickstoffs bzw. dessen Auswirkung auf das Phytoplanktonwachstum ermittelt werden.

In Regressionsanalysen wird deutlich, dass der DIN (= gesamte gelöster anorganischer Stickstoff) weder in geschichteten noch in polymiktischen N-limitierten Seenjahrgänge einen belastbaren Zusammenhang zur Algenbiomasse zeigt. Der TN weist dagegen bessere Korrelationen zur Algenbiomasse auf. An einem erweitert ausgewählten und aufbereiteten Datensatz mit TN und TP-Werten konnten diverse Prüfungen zum Auftreten von N-limitierten Seen stattfinden. Die Limitierung durch Stickstoff stellt keine Randerscheinung in deutschen Seen dar. In der Regel tritt N-Limitierung in eutropheren Seen auf. In oligotrophen Seen ist dagegen P-Limitierung verbreitet. In den Ökoregionen Alpenvorland/Alpen und Mittelgebirge sind N-limitierte Seen selten. Das liegt u. a. an den dort besonders hohen Stickstoffkonzentrationen. Die fehlende Stickstofflimitierung in diesen Seen sollte dementsprechend eher ein Argument für das Einführen von Zielwerten sein und nicht deren Ablehnung begründen. Der Anteil an N-limitierten Seen bzw. Jahrgängen nimmt jedoch schon im mesotrophen Bereich rasch zu und ist in den eutrophen Seetypen und Zuständen häufig bis sogar dominant.

Die Tatsache, dass gerade in "mäßig und schlechter" bewerteten Seenjahrgängen N-Limitation mehrheitlich auftritt, lässt den Schluss zu, dass es Fälle geben muss, in denen eine N-Reduktion als Sanierungsziel sinnvoll ist. An "gut und besser" bewerteten Seen konnte an zahlreichen Beispielen gezeigt werden, dass diese den "guten" Zustand nur aufgrund der herrschenden N-Limitation erreichen konnten. Aus diesem Grund kann die Kenntnis über seetypspezifische Zielwerte zur Erreichung des "guten" Zustands eine Hilfe zur Formulierung von Güte- und Bewirtschaftungszielen darstellen.

Die Analysen zeigen eine große Individualität der Seen. Einige wechseln von einem Jahr auf das andere den Limitationszustand. Andere bilden trotz limitierender N-Werte hohe Biomassen aus. Es sollte deshalb eine Einzelfall-Entscheidung bleiben, ob für einen See die "Anwendung von N-Zielwerten" eine ökologisch und wirtschaftlich sinnvolle Maßnahme sein kann.

Auf Basis von Regressionsanalysen in unterschiedlich differenzierten Datensätzen konnten für den aktuellen Datensatz Zielwerte für TN abgeleitet werden. Im europäischen Vergleich fügen sich diese gut ein. Vergleicht man die aktuell abgeleiteten mit den Zielwerten aus dem NITROLIMIT-Projekt, so liegen die NITROLIMIT-Werte etwa ein Drittel niedriger. Die Ursachen für das Abweichen konnten derzeit noch nicht ermittelt werden.

**Ausblick zum Thema Stickstoff in Seen:** Den vorliegenden Studien lag ein zeitlich nur sehr begrenzter Arbeitsblock zur Verfügung. Die ersten Analysen zeigten, dass die Formulierung von seetypspezifischen Gesamtstickstoff-Zielwerte für die Gütebewirtschaftung von Seen sinnvoll sein kann. In einem ggf. anschließenden Projekt ist geplant, einerseits den weiteren Verlauf des NITROLIMIT-Projekts, das sich seit Ende 2014 in einer zweiten Phase befindet, weiter zu verfolgen und den Kenntniszuwachs in die weiterführenden Prüfungen und Datenanalysen einfließen zu lassen. Andererseits sollen mit der bestehenden Datenbank die in einem ersten Entwurf abgeleiteten seetypspezifischen Stickstoff-Kennwerte weiter abgesichert und auf eine für die Praxis taugliche Basis gestellt werden.

Die Arbeitsleistungen zu den weiteren Themen des hier abgeschlossenen LAWA Projekts O 8.12 umfassen

- das Handbuch für Qualitätssicherung in der Phytoplanktonbewertung
- den Praxistest PhytoLoss, die Einbindung der PhytoLoss-Indices in das Access-Auswertetool PhytoSee sowie eine PhytoLoss-Verfahrensanleitung (Langversion) und ein Kurzanleitung
- Überarbeitung des Handbuchs Phyto-See-Index.

Nach Beschluss des LAWA-AK Seen werden im "**Handbuch zur Seenbewertung mittels Plankton**" folgende Berichtssteile/Verfahrensleitungen zusammengeführt:

**Teil A:** Handbuch Phyto-See-Index – Verfahrensbeschreibung und Qualitätssicherung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton

**Teil B:** Kurzanleitung zur Anwendung des Moduls PhytoLoss

Das Handbuch ist als eigenständiges Schriftwerk konzipiert, gilt als Anhang des Abschlussberichts im Projekt O 8.12 und wird in elektronischer Form geführt, da sich im Verfahren häufiger Änderungen ergeben und somit Versionswechsel stattfinden.

## 6 Literatur

- BERMAN, T. & BRONK, D. A. (2003): Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, 31: 279-305.
- BORCHARDT, D., BÜTTNER, O., VÖLKER, J., DIETRICH, D., WEITERE, M. (2013): Eutrophierungsbedingte Defizite in Tieflandfließgewässern – Ursachen und Wirkungszusammenhänge – unter Einbeziehung der Ergebnisse aus den Mittelgebirgsprojekten, Endbericht des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung in Magdeburg. Im Auftrag des LANUV Nordrhein-Westfalen. 104 S. zzgl. Anhänge.
- CARVALHO, L., McDONALD, C. DE HOYOS, C., MISCHKE, U., PHILLIPS, G., BORICS, G., POIKANE, S., SKJELBRED, B., LYCHE SOLHEIM, A., VAN WICHELEN, J. & A. C. CARDOSO (2013): Sustaining recreational quality of European lakes: minimising the health risks from algal blooms through phosphorus control. *J. Appl. Ecol.* 50: 315–323
- CIS 2.2 – HMWB (2002): Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance Document No. 4. Common Implementation Strategy for the water framework directive (2000/60/EC). 118 S.
- DENEKE, R., MAIER, G. (2013a): Leitfaden der Zooplanktonanalyse im Gewässermonitoring (Textauszug: Probenahme). Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 6 Seiten.
- DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2013b): Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 24 S.
- DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2014): Das PhytoLoss-Modul. Kurzanleitung. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. 32 S.
- DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren. Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Ausführliche Verfahrensvorschrift. Stand: März 2015, Version 2.0. Im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen), Projekt O8.12 (Projektmodul PhytoLoss), Berlin. 130 S.
- DODDS W.K., BOUSKA, W.W., EITZMANN, J.L., PILGER, T.J. & PITTS, K.L. (2009) Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science Technology* 43: 12–19.
- DOLMAN A. & C. WIEDNER (2014): Predicting phytoplankton biomass and estimating critical N:P ratios with piecewise models that conform to Liebig's law of the minimum. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/fwb.12518: 1-12.
- DOLMAN, A. & C. WIEDNER (2014): Auswertung der Nitrolimit-Seendatenbank. In NITROLIMIT (2014): Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, Mai 2014. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 208 Seiten.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., ECKERT, B., TWORECK, A. & LEBMANN, D. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. Abschlussbericht LAWA-Projekt Nr. O 3.06, 100 S.. Stand 2. März 2009. Download über Internetseite: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:332:0020:01:DE:HTML>
- LAWA (2013): Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP. Endbericht (Stand Juli 2013) im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Projekt-Nr. O 3.10 im Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall". 129 S.
- LAWA (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Endbericht chromgruen & umweltbüro Essen. Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. 109 S. zzgl. Anhänge.
- LAWA-Expertenkreis Seen (2013): Bewertung des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Seen. Arbeitspapier im Auftrag des ständigen Ausschusses Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt 2.6.1. Stand Januar 2013.
- LAWA-Rahmenkonzeption (RAKON, TEIL B): Arbeitspapier II „Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten (19.02.2014). <http://www.wasserblick.net>
- LFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2008): Handlungsanleitung: Einstufung erheblich veränderter Gewässer und Ableitung des ökologischen Potenzials im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. LfU Bayern.

- LINDIM, C., BECKER, A., FISCHER, H. (2013): Impacts of N reduction on the ecological condition of Lower Havel. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz): 336-340.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & DENEKE, R. (2010): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. LAWA-Projekt O 9.09, 16.07.2010 IGB Berlin. 68 S. zzgl. Anhänge.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, Februar, 2008. 104 S. + Anlagen. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/>.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2009): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA O 9.08 06.05.2009 IGB Berlin. S. 79.
- NITROLIMIT (2013): Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen. Diskussionspapier, Band 1. Internet: [www.nitrolimit.de](http://www.nitrolimit.de)
- NITROLIMIT (2014): Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, Mai 2014. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 208 Seiten.
- NIXDORF, B., U. MISCHKE, E. HOEHN, & U. RIEDMÜLLER (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Stand März 2006. 189 S. und Anhänge mit Probenahme-Vorschrift.
- OECD (1982): siehe VOLLENWEIDER & KERÉKES (1982).
- OGEWV (Oberflächengewässerverordnung) (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011, S. 1429.
- PIIRSOO, K., PALL, P., TUVIKENE, A., VIKI, M. & VILBASTE, S. (2010): Assessment of water quality in a large lowland river (Narva, Estonia/Russia) using a new Hungarian potamoplanktic method. Estonian Journal of Ecology 59: 243-258.
- PTAZNIK, R., ANDERSEN, T., TAMMINEN, T. (2010): Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*, 13: 1201-1214.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 120 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., MISCHKE, U., DENEKE, R., MAIER, G. (2013a): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 155 S. zzgl. Anhänge.
- RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., HOEHN, E. (2013b): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013. 10 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & MISCHKE, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. 6 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., MISCHKE, U. (2013c): Trophie-Klassifikation von Seen. Trophie-Index nach LAWA - Handbuch. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2008-2010. 32 S.
- RITZ, S. & FISCHER, H. (2013): Stickstoffumsatz in der Elbe – Assimilation oder Denitrifikation? Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz): 341-345.
- SHATWELL, T., JORDAN, S., ACKERMANN, G., DOKULIL, M., RÜCKER, J., SCHARF, W., WAGNER, A. & KASPRZAK, P. (2013): Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6(12): 729-736
- SØNDERGAARD, M., LARSEN, S.E., JØRGENSEN, T.B., JEPPESEN, E. (2011): Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators* 11 (2011): 1403–1412
- TAMMINEN, T., ANDERSEN, T. (2007): Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, Vol 340: 121-138.

- TRAUTMANN, A., GELBRECHT, J., BEHREND, H., GÜDE, H., & LENGSELD, H. (2002): Möglichkeiten der Senkung von Phosphoreinträgen aus Einzugsgebieten von Seen. *Wasser und Boden* 54 (9): 32–37.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. (1982): *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Paris, 154 S.
- WOLFRAM, G. & K. DONABAUM (2010): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäss WRRL – allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. ISBN: 978-3-85174-069-1. 54 S.



## 7 Anhang: Zusätzliche Berichte

### Anhang im vorliegenden Abschlussbericht "Das PhytoLoss-Verfahren. Ausführliche Verfahrensvorschrift"

#### Zitiervorschlag:

DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren: Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Anhang zum Endbericht des LAWA-Projektes O 8.12. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012.

#### Gesamtdokument Handbuch (nur als PDF-Dokumentgeführt):

MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R., NIXDORF, B. (2015): Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. S. 1-143.

#### Teil A:

MISCHKE, U., RIEDMÜLLER U., HOEHN E., NIXDORF B. (2015): Teil A: Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung und Qualitätssicherung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. **In:** Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). (Eds) MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R., NIXDORF, B.; S. 1-74.

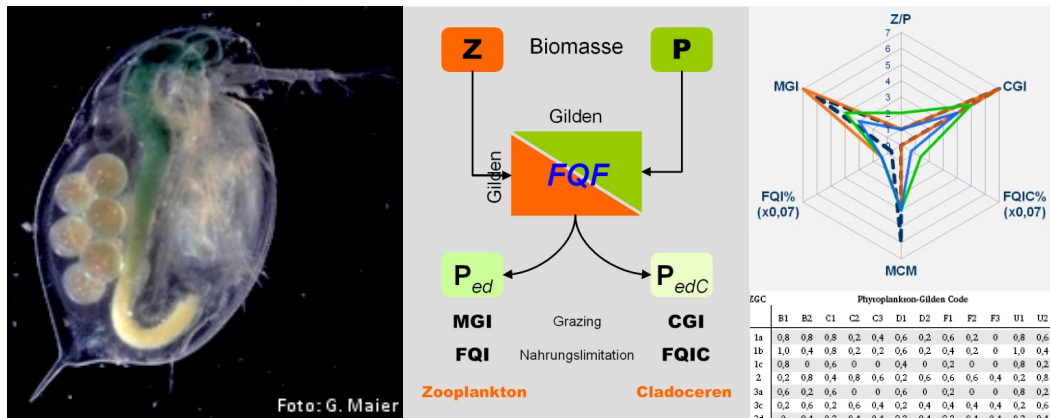
MISCHKE, U. (2015): Handbuch zur Qualitätssicherung des Untersuchungsverfahrens „Phytoplankton zur Bestimmung des Phyto-See-Index“. **In:** Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). (Eds). MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R., NIXDORF, B.; S. 1-29.

#### Teil B:

DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2014): Teil B: Das PhytoLoss-Modul – Kurzanleitung. **In:** Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). (Eds). MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R., NIXDORF, B., S. 1-29.

# Das PhytoLoss-Verfahren

Berücksichtigung des Zooplanktons in der  
 Seenbewertung nach EU-WRRL durch die  
 Ermittlung der Grazing-Effektstärke  
 und anderer Indizes



## Ausführliche Verfahrensvorschrift

Stand: März 2015  
 Version 2.0

Rainer Deneke, Gerhard Maier und Ute Mischke

Berlin 2015

Anschriften der Autoren:

Dr. Rainer Deneke  
BTU Cottbus-Senftenberg  
Lehrstuhl Gewässerschutz  
Seestr. 45 , 15526 Bad Saarow,  
E-Mail: [info@zooplankton.eu](mailto:info@zooplankton.eu)

apl. Prof. Dr. Gerhard Maier  
Büro für Gewässerökologie  
Brucknerstr. 23, 89250 Senden,  
E-Mail: [gmaier-senden@t-online.de](mailto:gmaier-senden@t-online.de)

Dr. Ute Mischke  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei,  
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin  
E-Mail: [mischke@igb-berlin.de](mailto:mischke@igb-berlin.de)

*Impressum*

verantw. i.S.d.P.r.  
Dr. Rainer Deneke  
Mansfelder Str. 28  
10709 Berlin

*Zitiervorschlag:*

Deneke, R., G. Maier & U. Mischke, 2015. Das PhytoLoss-Verfahren. Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Ausführliche Verfahrensvorschrift. Stand: März 2015, Version 2.0. Im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen), Projekt O8.12 (Projektmodul PhytoLoss), Berlin.

# Inhaltsverzeichnis

Vorwort .....	7
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>9</b>
<b>2 Probenahme- und Analysevorschrift für das Metazooplankton im PhytoLoss-Verfahren .....</b>	<b>13</b>
2.1 Probenahme .....	13
2.1.1 Planung der Probenahme .....	14
2.1.2 Auswahl der Probenstationen.....	14
2.1.3 Probenahmeprotokoll.....	14
2.1.4 Kennzeichnung der Probenflaschen .....	15
2.1.5 Zeitraum und Häufigkeit der Probenahmen .....	15
2.1.6 Probenahme im Tagesverlauf.....	15
2.1.7 Festlegung der Probenahmetiefe für Gewässer > 10 m Tiefe ....	16
2.1.8 Auswahl und Anwendung der Probenahmegeräte.....	16
2.2 Fixierung und Konservierung der Proben.....	18
2.2.1 Wartung der Probenahmegeräte .....	19
2.3 Arbeitsablauf der Zooplankton-Analyse.....	20
2.3.1 Anforderungen an die Qualifikation und Fortbildung .....	20
2.3.2 Artdetermination .....	21
2.3.3 Zählung und Abbruchkriterium.....	23
2.3.4 Reproduktion.....	23
2.3.5 Biomasse.....	24
2.3.6 Standardisierte Biomassefaktoren und -formeln .....	25
<b>3 Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) nach Deneke &amp; Maier (2014).....</b>	<b>27</b>
3.1 Anforderungen an die OTL-MZ.....	27
3.2 Aufbau der OTL-MZ.....	27
3.3 Über die Mindestbestimmungstiefe.....	29
3.4 Die taxonomische Referenz .....	30
3.5 Aufbau der OTL-ID .....	31
3.6 Kodierung des Metazooplanktons nach OTL-MZ oder DV-Liste?.....	32
3.6.1 Vorteile des OTL-Codes.....	32
3.7 Anwendungshinweise und Aktualisierung der Einträge.....	32

<b>4</b>	<b>Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons .....</b>	<b>35</b>
4.1	Vorbemerkung .....	35
4.2	Einführung in die Nutzung von Grazing-Indizes .....	35
4.3	Abkürzungen der Begriffe .....	38
4.4	Anwendungsbereich des PhytoLoss-Verfahrens .....	38
4.5	Zweck des PhytoLoss-Verfahrens .....	39
4.6	Definition und Kurzbeschreibung wichtiger Begriffe .....	39
4.7	Grundlagen des PhytoLoss-Verfahrens .....	43
4.7.1	Gildenspezifische Grazing-Indizes .....	47
4.7.2	Grazing-Effektstärke und inverse Grazing-Effekte .....	48
4.7.3	Biomasse-Parameter im PhytoLoss-Verfahren .....	49
4.7.4	Mittlere Cladoceren-Masse und Raubcladoceren-Index .....	49
4.8	Störungen .....	50
4.9	Berechnung der Indizes .....	51
4.9.1	Eingangsdaten .....	51
4.9.2	Mathematische Ableitung der Indizes .....	51
4.9.3	Sommermittel und Einzelwerte .....	53
4.9.4	Skalierung der berechneten Indexwerte .....	53
<b>5</b>	<b>Anleitung zum PhytoLoss-Modul .....</b>	<b>55</b>
5.1	Datenübergabeformate .....	55
5.1.1	Terminologie .....	55
5.1.2	Importvorlage für das PhytoLoss-Modul .....	56
5.2	Datenimport .....	61
5.2.1	Voraussetzungen und Fehlervermeidung (Checkliste) .....	61
5.2.2	Import-Ablauf von Proben- und Ergebnisdaten .....	62
5.2.3	Importprobleme .....	63
5.3	Datenbankstruktur .....	63
5.4	Datenexport .....	64
5.4.1	Exportdatei .....	64
5.4.2	Automatische Kommentarfunktion .....	65
<b>6</b>	<b>Visualisierung der Ergebnisse und Interpretationshilfen .....</b>	<b>67</b>
6.1	Radardiagramme .....	68
6.2	Zooplankton-Steckbrief (Sommer) .....	69

6.2.1	Farbschema .....	70
6.2.2	Aufbau .....	70
6.3	Anwendung der PhytoLoss-Indizes – Beispiele.....	71
6.3.1	Anmerkungen zum Gebrauch der PhytoLoss-Indizes .....	71
6.3.2	Allgemeine Hinweise zur Interpretation.....	73
6.3.3	Beispiel: Gülper See – Typ 11.1 – Sommer 2008 (Abb. 5) .....	75
6.3.4	Beispiel: Dümmer – Typ 11.2 – Sommer 2011 (Abb. 6).....	75
6.3.5	Beispiel: Döbbersdorfer See – Typ 14 – Sommer 2011 (Abb. 7) .....	77
6.3.6	Beispiel: Plauer See – Typ 10.1 – Sommer 2007 (Abb. 8).....	80
6.3.7	Beispiel: Groß Glienicker See – Typ 13 – Sommer 2008 (Abb. 9).....	80
6.3.8	Beispiel: Kulkwitzer See – Typ 13k – Sommer 2009 (Abb. 10).....	83
6.3.9	Beispiel: Hopfensee – Typ 2+3 – Sommer 2007 (2 Termine) (Abb. 11).....	83
<b>7</b>	<b>Ausblick.....</b>	<b>87</b>
<b>8</b>	<b>Copyright.....</b>	<b>89</b>
<b>9</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>91</b>
9.1	Referenz-Bestimmungsliteratur für das Metazooplankton .....	91
9.2	Literatur zum PhytoLoss-Verfahren.....	93
<b>10</b>	<b>Anhang A.....</b>	<b>101</b>
10.1	Literaturrecherche und Definition von Nahrungsgilden .....	101
10.1.1	Einteilung des Zooplanktons in Nahrungsgilden .....	101
10.1.2	Einteilung des Phytoplanktons in Nahrungsgilden.....	103
<b>11</b>	<b>Anhang B.....</b>	<b>107</b>
11.1	Ausgabeparameter des PhytoLoss-Moduls.....	107
<b>12</b>	<b>Anhang C.....</b>	<b>109</b>
12.1	Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ).....	109



## Vorwort

Das PhytoLoss-Verfahren zur Berechnung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes wurde im Rahmen der LAWA-Projekte O 9.09 und O 4.10 (Projektmodul PhytoLoss) entwickelt, die vom LAWA-/LABO Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ finanziert wurden.

In der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) wird das Zooplankton nicht als Biokomponente berücksichtigt. Dadurch besteht die Gefahr, dass die zahlreichen Möglichkeiten der Bioindikation mithilfe des Zooplanktons aus dem Blickfeld geraten – trotz einer langen Tradition mit einer Vielzahl an Publikationen (Jeppesen et al., 2011). Für die Biokomponenten der EU-WRRL gabe es umfangreiche Anstrengungen zur Entwicklung der Bioindikation sowie zur Qualitätssicherung auf nationaler und internationaler Ebene. Nicht so beim Zooplankton, da sich die finanziellen Ressourcen auf die gesetzlich notwendigen Maßnahmen konzentrieren. Durch eine fehlende Standardisierung der Zooplankton-Analyse im Gewässerschutz könnte sie ihre bisherige Akzeptanz in Deutschland als Standardmethode verlieren. Das ist auch der Grund, warum die vorliegende ausführliche Anleitung zum PhytoLoss-Verfahren mehr umfasst als nur die Beschreibung der Grazing-Indizes. Die Festlegungen zur Probenahme, die über die allgemeinen Angaben in der DIN EN 15110 hinaus gehen, zur Operativen Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) sowie die Empfehlungen zur Biomassebestimmung sind ein wichtiger Schritt, um beim Zooplankton den Anschluss an die Biokomponenten der EU-WRRL nicht ganz zu verlieren. Das ist zwar kein Ersatz für die weiterhin anzustrebende Aufnahme des Zooplanktons in die EU-WRRL, trägt aber wesentlich zur Qualitätssicherung bei. Weiterhin können Grazing-Indizes das Potential der Zooplankton-Analyse für den Gewässerschutz durch eine Vernetzung der Daten mit dem Phytoplankton noch besser verdeutlichen.

Einen direkten Nutzen gibt es jetzt schon durch die einheitlichen Datenübergabeformate und durch die Phytoloss-Datenbank, die für die Bundesländer eine Plattform darstellen, um Zooplankton-Daten auszutauschen und bundesweit auszuwerten. In einem nächsten Schritt werden von Deneke & Maier (in Vorber.) einheitliche Biomassefaktoren für das Metazooplankton zur Verfügung gestellt. Weitere Schritte zur Standardisierung und Nutzung der Zooplankton-Ergebnisse zur Ableitung von Handlungsempfehlungen im Gewässerschutz sollten folgen.

Unser Dank geht an die Kollegen aus den verschiedenen Landesämtern der Bundesländer (LAWA-Seenexpertenkreis) für die Bereitstellung von Monitoringdaten und zahlreiche hilfreiche Diskussionen sowie die Unterstützung durch den Lehrstuhl für Gewässerschutz (Frau Prof. Nixdorf) der BTU Cottbus-Senftenberg.

Zukünftige Versionen und ergänzende Dateien sind von Dr. Rainer Deneke unter [info@zooplankton.eu](mailto:info@zooplankton.eu) zu beziehen.





# 1 Einleitung

Das PhytoLoss-Verfahren hat das Ziel in der Seenbewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) eine Interpretationshilfe für die Phytoplankton-Daten und die Bewertungsergebnisse des obligaten Phyto-See-Index mithilfe von Zooplankton-Indizes bereit zu stellen. Das Verfahren wird nach dem Vorschlag des „Expertenkreises Seen“ der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) in Deutschland fakultativer und unterstützender Bestandteil des EU-WRRL-Verfahrens „Phyto-See-Index“ sein. Das dazu gehörende Programm-Modul PhytoLoss bildet ein Gesamtpaket mit dem Auswertungsprogramm PhytoSee ab Version 6.0 (Januar 2015).

Zooplankton-Indizes sind eine wertvolle Interpretationshilfe für das Verständnis der Nahrungsnetz-Interaktionen und Ökosystemprozesse im Gewässermonitoring, insbesondere wenn der „gute ökologische Zustand“ nach dem Phyto-See-Index nicht erreicht wird. Besonders in eutrophen Seen können Gewässergüteprobleme durch Nahrungsnetzeffekte verstärkt werden, wenn

- der Anteil an nicht fressbarem Phytoplankton, wie z.B. Blaualgen, so hoch ist, dass das Zooplankton nur noch eine kleine Fraktion konsumieren kann, wodurch sich die Stoffflüsse im Nahrungsnetz deutlich reduzieren.
- sich durch übermäßigen Fraß von großem Zooplankton durch zu hohe Bestände an Weißfischen die Menge und das Größenspektrum des Zooplanktons so verändern, dass nur kleine Arten überleben, die einen deutlich geringeren Fraßdruck (Grazing) auf das Phytoplankton ausüben.

Für die Bioindikation von ungünstigen Nahrungsnetz-Strukturen ist das Zooplankton wegen seiner Position im Nahrungsnetz zwischen Primärproduzenten und Top-Prädatoren besonders geeignet. Bekanntermaßen wurde aber das Zooplankton in der in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) nicht als Biokomponente berücksichtigt. Das hat weitreichende Folgen, während für die ausgewählten Biokomponenten, wie das Phytoplankton, Methoden zur Bioindikation entwickelt wurden, um den ökologischen Zustand von Gewässern im Vergleich zu Referenzbedingungen zu bewerten (Mischke et al. 2008), blieben vergleichbare Möglichkeiten beim Zooplankton ungenutzt. Das betrifft auch die Qualitätssicherung in allen Bereichen, von der Probenahme über die Taxonomie bis zur Festlegung von verbindlichen Mindeststandards für die Analyseparameter.

Limnologen auf nationaler (Deneke, 2008) und internationaler Ebene (Jeppesen et al., 2011) fordern darum das Zooplankton zum regelmäßigen Bestandteil der ökologischen Seenbewertung nach EU-WRRL zu machen. Jeppesen et al. (2011) empfehlen für eine ergänzende Bewertung der Seen mithilfe des Zooplanktons, basierend auf über 100 Seenstudien europaweit, eine Kombination von Kenn-

größen, die die genannten Nahrungsnetz-Interaktionen (Grazing, Fisch-Prädation) mithilfe des Metazooplanktons erfassen. Dazu gehören

- a. als „Bottom-up“-Effekte bezeichnete Reaktionen des Zooplanktons auf Veränderungen in der Nahrungsverfügbarkeit (Menge, Qualität) und der Produktivität/Trophie der Gewässer, wie z.B. die absolute Zooplankton-Biomasse und das Zooplankton-Phytoplankton-Biomasseverhältnis (Z/P), und
- b. „Top-Down“-Effekte, die den Raubdruck auf das Zooplankton durch invertebrate bzw. verteberte Räuber betreffen, und gut durch die mittlere Größe des Zooplanktons, z.B. die mittlere Cladoceren-Masse (MCM; Jeppesen et al., 1997), abgebildet werden.

Mit der Entwicklung des PhytoLoss-Verfahrens seit 2009 werden wichtige Schritte in diese Richtung unternommen.

Das PhytoLoss-Verfahren nutzt bereits publizierte und neu entwickelte Grazing-Indizes des Metazooplanktons, die zu einer klassifizierten „Grazing-Effektstärke“ zusammengefasst werden. Der neue Ansatz zur Beurteilung des Einflusses des Zooplankton-Grazing besteht in der Berechnung des fressbaren Phytoplanktons mithilfe einer Futterqualitätsmatrix. Daraus leiten sich dann sowohl die „relative Futterqualität“ des Phytoplanktons für das Zooplankton ab als auch verschiedene Grazing-Indizes. Zur Erfassung der Prädationsstärke wird die Größenstruktur des Zooplanktons exemplarisch mit durch die mittlere Größe der Cladoceren (MCM) dargestellt. Im Ergebnis wird nicht nur eine zusätzliche Bezugsgröße für das Zooplankton-Grazing eingeführt, das fressbare Phytoplankton, sondern diese auch gesondert für spezifische Zooplankton-Gruppen (Gilden) berechnet, d.h. es gibt Grazing-Indizes für cladoceren, rotatorien, etc. Dadurch werden auch die Forderungen von Gannon & Stemberger (1978) und Jeppesen et al. (2011) erfüllt, für die Analyse der Systemzustände des planktischen Nahrungsnetzes nicht nur die Kleinkrebse und insbesondere die wichtige Gruppe der Wasserflöhe (Cladoceren), sondern das gesamte Metazooplankton - einschließlich der Rädertiere (Rotatoria) - zu nutzen.

Das neue PhytoLoss-Verfahren beabsichtigt also, mithilfe von Indizes, die Nahrungsnetz-Interaktionen charakterisieren, besondere Systemzustände im planktischen Nahrungsnetz zu identifizieren. Das Ziel ist durch ein vertieftes Verständnis des Nahrungsnetzes bessere Managemententscheidungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes eines Gewässers zu treffen.

Das PhytoLoss-Verfahren basiert auf einer Access-Datenbank, die in Kombination mit der PhytoSee-Datenbank aus den biologischen Befunden je Probenentnahme für das Phyto- und Zooplankton die verschiedenen Indizes berechnet. Darüber hinaus bieten die in der Datenbank zur Indexberechnung ermittelten Grunddaten etliche weitere biologische Kenngrößen des Zooplanktons, wie die Artzusammensetzung,

Artenzahl auf Basis der Mindestbestimmungstiefe, Dominanzverhältnisse zwischen den Zooplankton-Großgruppen in Prozent der Gesamtbiomasse, u.a., die in der Exportdatei der PhytoLoss-Datenbank routinemäßig mit ausgegeben werden. Weiterhin lassen sich die vorhandenen Datenbankstrukturen in Zukunft - und z.T. auch jetzt schon - dafür nutzen, zusätzliche Parameter zur Größenstruktur und Reproduktion zu berechnen, sofern ein entsprechender erhöhter Erfassungsaufwand gegenüber dem hier als verfahrensspezifische Mindestanforderungen festgelegtem geleistet wird (z.B. ganzjährige monatliche Beprobung, konsequente Erfassung in Größenklassen/Entwicklungsstadien, Gelegegröße, etc.).

Mit dem jetzigen Stand des PhytoLoss-Verfahrens ist die Methodenentwicklung noch nicht abgeschlossen. Denn einerseits sind noch wichtige methodische Fragen offen, wie die Festlegung von standardisierten Biomassefaktoren und die Kommentare zur Bestimmung kritischer Taxa der OTL-MZ, andererseits müssen sich insbesondere die gilden-spezifischen Grazing-Indizes erst noch in der Praxis bewähren und evtl. angepasst und modifiziert werden. Dazu werden einige Möglichkeiten im Kapitel *Ausblick* dargestellt. Die gesamten methodischen Aspekte (Mindeststandards) werden von den Autoren zu gegebener Zeit in einem „Leitfaden der Zooplankton-Analyse“ (Deneke & Maier, in Vorber.) zusammen gefasst.

Die vorliegende ausführliche Verfahrensvorschrift fasst die Endergebnisse dieses Projektes zusammen und gliedert sich im Wesentlichen in zwei Teile: 1. Die Dokumentation der im Rahmen der Methodenentwicklung notwendigen Festlegungen und Empfehlungen zur Probenahme, Biomassebestimmung, Taxonbestimmung und –mindestbestimmungstiefe (OTL-MZ) und für Vorlagen der Datenübergabeformate mit dem Hauptziel der Qualitätssicherung und der Festlegung von Mindeststandards und 2. die Vorstellung der eigentlichen Zooplankton-Indizes mit dem Schwerpunkt Grazing sowie Beispiele zu ihrer Anwendung und Visualisierung.

Das hier beschriebene PhytoLoss-Verfahren wurde im Rahmen der LAWA-Projekte O 9.09, O 4.10 und O8.12 entwickelt, die im Länderfinanzierungsprogramm Oberflächengewässer beauftragt wurden, und durch die Zusammenarbeit im „Expertenkreis Seen“ der LAWA durch die Bundesländer fachlich begleitet. Die Verfahrensanleitung dient gleichzeitig als Abschlussbericht für das LAWA-Projekt O8.12 (Projektmodul PhytoLoss).



## **2 Probenahme- und Analysevorschrift für das Metazooplankton im PhytoLoss-Verfahren**

Die Methoden der Zooplankton-Analyse wurden bisher noch nicht zur Qualitätssicherung standardisiert. Als Beitrag dazu werden in diesem Kapitel der PhytoLoss-Verfahrensvorschrift in Abstimmung mit dem „Expertenkreis Seen“ der LAWA Festlegungen für die Probenahme getroffen sowie Empfehlungen für die qualitative und quantitative Erfassung des Metazooplanktons gegeben. Wesentliche methodische Grundlagen der Erfassung des Zooplanktons finden sich in der DIN EN 15110 (2006), in v. Tümpling & Friedrich (1999), sowie ergänzend auch im Leistungsverzeichnis für Limnologen – der LVL im der DGL (2012).

Ein wichtiges Ziel der Qualitätssicherung ist es, die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den Bundesländern zu verbessern. Für das PhytoLoss-Verfahren ist es daher notwendig, für einzelne Analyseschritte konkrete Mindestanforderungen zu definieren.

### **2.1 Probenahme**

Die Probenahme des Metazooplanktons erfolgt in der limnologischen Praxis sehr unterschiedlich (s. Stich et al., 2010; v. Tümpling & Friedrich, 1999). Für das Phyto-Loss-Verfahren wird kurzgefasst die folgende Probenahmemethode empfohlen, die in den folgenden Kapiteln erläutert wird:

- Die Probenahme erfolgt am gleichen Tag und am gleichen Ort wie die Phytoplankton-Probenahme, als Minimum 3 mal monatlich im Zeitraum Juli–September
- Probenahmeprotokoll und Probenkennzeichnung sollen eindeutig und umfassend sein
- Es wird für jedes Gewässer einmalig die Profiltiefe und Probenahmemethode festgelegt
- Der Gewässertyp bestimmt die Auswahl des Probenahmegeräts: a) Vertikalschöpfer für Seen mit einer Tiefe bis zu 10 m mit Probenahmeabständen von maximal 1 m und b) Netze mit Aufsatzkegel für Seen mit einer maximalen Tiefe ab 10 m bis maximal 40 m. In oligotrophen Seen sind 2 Netzzüge notwendig, in eutrophen Seen wird die Mischprobe aus 2 separat beprobten Stufen des Tiefenprofils gebildet
- Es werden mindestens 30 Liter Probenvolumen über eine Netzgaze mit einer Maschenweite von 55 µm zu einer vertikalen Mischprobe vereinigt
- Zur Fixierung wird eine Zucker-Formol-Lösung (Endkonz. 4%) verwendet. Für genetische Analysen wird eine zusätzliche qualitative Netzprobe mit Ethanol-Fixierung (95 %) empfohlen
- Zur Funktionserhaltung sowie zur Vermeidung von Kontaminationen durch fremde Arten ist eine gründliche Reinigung der Probenahmegeräte erforderlich

### **2.1.1 Planung der Probenahme**

Zur Vorbereitung der Probenahme sind die erforderlichen Genehmigungen einzuholen, das betrifft ggf. auch die Benutzung spezieller Zugangswege zum Gewässer. Das verantwortliche Probenahmepersonal muss benannt und bezüglich der relevanten Sicherheitsbestimmungen sowie der fachgerechten Benutzung der Geräte und Durchführung der Methodenanweisungen regelmäßig geschult werden. Diese Schulungen sind zu dokumentieren.

Werden mehrere Gewässer bzw. Messstellen am gleichen Tag beprobt, ist auf eine gründliche Reinigung der Entnahmegерäte zwischen den einzelnen Probenahmen besonders zu achten, um eine Kontamination der Proben durch Verschleppung von Arten zu vermeiden, dass gilt insbesondere für Planktonnetze und Auslaufschöpfer (s. Kapitel *Wartung der Probenahmegeräte*). Sehr unterschiedliche Gewässertypen werden möglichst nicht am selben Tag beprobt (z.B. oligo- und eutrophe Seen oder saure und neutrale Seen). Falls das aber unvermeidlich ist, werden zur Sicherheit vor Kontaminationen für die unterschiedlichen Gewässertypen am besten separate Probenahmegeräte benutzt oder zumindest bei der Planung der Reihenfolge der Beprobungen immer die arten- und individuenarmen, oligotrophen Seen vor den arten- und individuenreichen, meso-/eutrophen Seen beprobt.

### **2.1.2 Auswahl der Probenstationen**

Die Auswahl der Probenstationen/Messstellen richtet sich generell nach dem Vorgehen beim Phytoplankton, da eine parallele Probenahme (gleicher Ort, gleiche Zeit) für die Interpretation der Ergebnisse erforderlich ist. Das bedeutet in den meisten Fällen mindestens eine Beprobung an der tiefsten Stelle ( $Z_{\max}$ ) sowie in begründeten Fällen zusätzliche Probenstationen, z.B. in größeren Seen mit mehreren Seebecken. An den zusätzlichen Probenstationen ist eine parallele Entnahme von Phytoplanktonproben unbedingt erforderlich. Die Ergebnisse einer Steg-Probenahme sind beim Zooplankton nicht auf die Verhältnisse im Freiwasser übertragbar.

### **2.1.3 Probenahmeprotokoll**

Neben den allgemeinen Angaben zur Probenahme (z.B. Wetter, etc.) werden auch speziell für das Zooplankton relevante Angaben festgehalten. Dazu gehören die Uhrzeit der Probenahme, mögliche Abweichungen vom üblichen methodischen Vorgehen, sowie insbesondere die Angaben, die zur Berechnung des Probenvolumens notwendig sind (s. Kapitel *Kennzeichnung der Probenflaschen*). Bei der Verwendung von Schöpfnern werden zusätzlich das Modell, das Volumen, die Anzahl der Schöpfproben sowie die Schöpftiefen angegeben. Bei Netzproben müssen ebenfalls das Modell (die Netzgeometrie) und falls Schichtproben genommen werden, die einzelnen Netzzugintervalle genannt werden (Musterprotokoll siehe DIN EN 15110, Anhang B).

#### **2.1.4 Kennzeichnung der Probenflaschen**

Die Probenflaschen sind vor der Probenahme so zu beschriften, dass eine Verwechslung ausgeschlossen werden kann und die Kennzeichnung nicht abwaschbar ist (kein Filzstift!). Folgende Angaben sind obligatorisch für das Etikett und werden gleichzeitig an den Bearbeiter als digitale Tabelle übergeben, sowie im Probenahmeprotokoll vermerkt:

- Eindeutige Probennummer
- Datum
- Gewässername und Gewässernummer
- Messstellenname und Messstellenummer
- Entnahmegerät und Maschenweite
- Probenahmetiefe und Probenvolumen  
bzw. Angaben, anhand derer das Probenvolumen berechnet werden kann (z.B. Gesamt-Netzzuglänge; Durchmesser der Netzöffnung), s.a. Probenahmeprotokoll
- Fixierungsmethode

Es wird davon abgeraten zur Kennzeichnung kryptische Nummern- oder Zahlen-codes zu verwenden, da im Langzeitmonitoring der Verlust einer Schlüsselliste keine Seltenheit ist und ohne eine nachvollziehbare Kennzeichnung ggf. eine nachträgliche Zuordnung der Proben nicht mehr möglich ist. So lässt sich z.B. der Gewässername sinnvoll abkürzen oder es werden eindeutige, genormte Gewässernummern verwendet.

Es wird empfohlen, für die fixierten Zooplankton-Rohproben bruchssichere PE-Weithalsflaschen mit einem Volumen von ca. 250 ml zu verwenden.

#### **2.1.5 Zeitraum und Häufigkeit der Probenahmen**

In Anlehnung an das Phytoplankton (Nixdorf et al., 2008) werden mindestens 6 Probenahmen im Zeitraum April bis Oktober durchgeführt, wobei monatliche Probenahmeabstände möglichst nicht überschritten werden. Als Minimalvariante für die Untersuchung eines Gewässers nach dem PhytoLoss-Verfahren müssen die drei Sommermonate Juli bis September erfasst werden, da für die Auswertung das Sommermittel verwendet wird. Im Langzeitmonitoring zur Erfassung von Klima- und Trophieänderungen ist die ganzjährige, monatliche Probenahme unter Einbeziehung der Wintermonate erforderlich, mindestens aber der Zeitraum März bis November.

#### **2.1.6 Probenahme im Tagesverlauf**

Im Rahmen eines längerfristigen Programms werden für eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse die einzelnen Gewässer immer ungefähr zur gleichen Tageszeit beprobt. Dadurch können Ergebnisverzerrungen durch die tagesperiodische Vertikalwanderung des Zooplanktons ausgeschlossen werden. Die Probenahme



erfolgt immer zeitgleich oder direkt im Anschluss an die Phytoplankton-Probenahme.

### **2.1.7 Festlegung der Probenahmetiefe für Gewässer > 10 m Tiefe**

Es wird für jedes Gewässer ein konstantes Zooplankton-Probennahmeprofil mit maximaler Entnahmetiefe langfristig festgelegt und beprobt, denn wegen der tagesperiodischen Vertikalwanderung des Zooplanktons lässt sich seine genaue Aufenthaltstiefe nicht vorhersagen. Im Unterschied zum Phytoplankton gibt es bisher kein Verfahren, um vor Ort durch *in situ*- Messung das Probennahmeprofil der aktuellen Vertikalverteilung des Zooplanktons anzupassen. Von einer von Termin zu Termin variierenden Probenahmetiefe wird deshalb ausdrücklich abgeraten.

Besonders für das Langzeitmonitoring ist die konstante Länge des Entnahmeprofils essentiell, um z.B. eventuelle Trophieänderungen sicher erfassen zu können. Die Festlegung der maximalen Länge des Probennahmeprofils und ggf. einzelner Tiefenintervalle erfolgt unter Berücksichtigung der Seebeckenform. Die maximale Entnahmetiefe endet 1 m über Grund bzw. bei 40 m Seetiefe. Das maximale Probennahmeprofil umfasst folglich 0 bis 40 m und entspricht ungefähr der maximalen vertikalen Wanderungsamplitude des Zooplanktons (Wetzel, 1983).

Beim Vergleich verschiedener Gewässer werden die Zooplankton-Abundanzen, unabhängig von der realen (unbekannten) Verteilung des Zooplanktons in der Wassersäule, durch die unterschiedlichen (willkürlich gewählten) Längen der Probennahmeprofile, d.h. durch die unterschiedlichen Volumina, beeinflusst. Falls der Verdacht besteht, dass die beprobte Wassertiefe von der realen Zooplankton-Verteilung stark abweicht, kann nachträglich eine rechnerische Korrektur mithilfe der seeflächenbezogenen Abundanz (in Ind. pro m<sup>2</sup>) vorgenommen werden. Ist das Probennahmeprofil „zu lang“ und es wird eine Unterschätzung der mittleren Zooplankton-Abundanz vermutet, kann auf ein beliebig gewähltes, kürzeres Probennahmeprofil umgerechnet werden, da ja davon ausgegangen wird, dass 100 % des Zooplanktons beprobt wurde. Wird das Probennahmeprofil allerdings als „zu kurz“ angesehen, ist eine nachträgliche Korrektur der Ergebnisse nicht mehr möglich.

### **2.1.8 Auswahl und Anwendung der Probenahmegeräte**

Bei der Auswahl der Probenahmegeräte spielt in erster Linie der Gewässertyp und erst in zweiter Linie die Begrenzung des Zeitaufwands die entscheidende Rolle.

Die Probenahme wird von einem geeigneten Boot aus, an der tiefsten Stelle durchgeführt. Es wird eine gute Verankerung des Bootes an mindestens zwei Stellen empfohlen, um ein Abdriften und damit eine Verzerrung des Entnahmeprofils zu vermeiden.

Für jedes Gewässer wird eine der hier vorgestellten Methoden der Zooplankton-Probenahme ausgewählt. Ein Methodenwechsel erfolgt nur im Fall einer deutlichen

Trophieänderung, da bisher keine allgemein verwendbaren Korrekturfaktoren nach Wechsel der Probenahmetechnik vorliegen.

Für die Zooplankton-Probenahme werden insbesondere zwei unterschiedliche Gerätetypen empfohlen:

### **I. Vertikalschöpfer**

Bauart: Transparent (Plexiglas) mit im geöffneten Zustand vertikal stehenden Verschlussdeckeln („Ausstechschöpfer“) mit einem Volumen von 5 Liter (ggf. auch 2 Liter), z.B. Modell/Prinzip UWITEC, LIMNOS. Sogenannte Summenschöpfer sind ausdrücklich nicht für das Zooplankton geeignet; von Pumpfängen wird abgeraten.

Einsatzgebiet: Polymiktische und geschichtete Seen bis zu einer maximalen Tiefe von 10 m.

Anwendung: Es wird immer die gesamte Wassersäule bis ca. 1 m über Grund beprobt. Dabei werden die vertikalen Probenahmeintervalle und/oder die Anzahl der Schöpfungen pro Tiefenstufe so gewählt, dass ein gesamtes Probenvolumen von 30 Liter nicht unterschritten wird. Bei einem 10 m tiefen See mit einem 5 L-Schöpfer würden dazu z.B. 1 m-Abstände ausreichen, während bei einem sehr flachen See 0,5 m-Abstände notwendig wären. Mit einem 2 L-Schöpfer sind entsprechend andere Kombinationen zu wählen. Vertikale Probenahmeabstände von mehr als 1 m werden nicht empfohlen. In begründeten Ausnahmefällen (z.B. in polytrophen Seen mit extrem hoher Zooplankton-Dichte) kann das minimale Probenvolumen von 30 Litern unterschritten werden, da der Arbeitsaufwand für die Probenteilung im Labor sonst zu hoch wird.

Die einzelnen Schöpfproben werden an Bord durch Filtration über eine 55 µm-Netzgaze zu einer integrierten Mischprobe vereinigt. Dazu eignet sich z.B. die Kombination aus einem (dem Schöpfervolumen angepassten) Plastikgefäß (Tonne) und einem eingehängten kleinen Netzbecher oder Planktonnetz. Ein Trockenfallen der Mischprobe zwischen den einzelnen Teilprobenahmen ist unbedingt zu vermeiden.

In extrem flachen Seen (bis ca. 2 m Tiefe) ist – alternativ zu Vertikalschöpfern – auch der Einsatz von transparenten Plankton-Röhren (Volumen >2 Liter) möglich. Beim Einsatz von Plankton-Röhren ist eine ausreichende Einstechgeschwindigkeit (0,5-1 m/s) und ein minimaler Röhrendurchmesser (mindestens 5 cm) zu beachten, da die Gefahr besteht, dass fluchtfähige Zooplankton-Taxa, insbesondere große Copepoden, nicht quantitativ erfasst werden. Beim Ausstechen ist die Aufwirbelung des Sediments unbedingt zu vermeiden, weil sonst die spätere Probenanalyse sehr erschwert wird.

## II. Planktonnetze

Bauart: Netze aus Nylon mit Aufsatzkegel (und ggf. mit Schließmechanismus; siehe unten), Öffnungsweite:  $\geq 10$  cm, Maschenweite: 55  $\mu\text{m}$ , Netzbeutellänge:  $\geq 1$  m, Zuggeschwindigkeit: 0,5 – 1,0 m/s (siehe Schwoerbel, 1994; Mc Queen & Yan, 1993).

Einsatzgebiet: Mono- und dimiktische Seen mit einer maximalen Tiefe  $> 10$  m.

Anwendung: In oligotrophen Seen werden, wegen der geringen Zooplankton-Abundanzen, mindestens 2 Vertikalzüge empfohlen. In eutrophen Seen wird das Zooplankton dagegen, wg. der Verstopfungsgefahr der Netze, möglichst in mehreren aneinandergrenzenden Stufen entnommen und anschließend an Bord zu einer integrierten Mischprobe vereinigt. Die Auswahl der Tiefenstufen kann in Anlehnung an das Phytoplankton (Nixdorf et al., 2008) erfolgen, d.h. die 1. Stufe reicht von der untersten Tiefe des Probenahmeprofils bis zur Untergrenze des Epilimnions ( $Z_{\text{epi}}$ ), die 2. Stufe von  $Z_{\text{epi}}$  bis zur Seeoberfläche. In begründeten Fällen (z.B. in Seen mit einem ausgedehnten Epilimnion oder in tiefen, stark eutrophierten Seen) können auch mehr als 2 Stufen, insbesondere in den oberen, phytoplanktonreichen Schichten sinnvoll sein (Stich et al., 2010).

Generell ist auch die Beprobung von Rotatorien und Crustaceen mit separaten Netzen (Rotatorien-Netz: 25–55  $\mu\text{m}$ ; Crustaceen-Netz: ca. 100  $\mu\text{m}$  Maschenweite) möglich. Dabei muss aber darauf geachtet werden, dass Copepoden-Nauplien in den Rotatorien-Proben gezählt werden, da Nauplien mit z.B. 100  $\mu\text{m}$  Maschenweite nicht quantitativ erfasst werden.

### 2.2 Fixierung und Konservierung der Proben

Die Zooplankton-Proben werden an Bord unverzüglich mit einer Zucker-Formol Lösung fixiert (Endkonzentration ca. 4 % Formaldehyd und 40 g/l Zucker). Dazu kann eine entsprechend höher konzentrierte Ausgangslösung (z.B. 8 %) verwendet werden. Falls notwendig, z.B. auf Grund eines zu großen Probenvolumens, muss im Labor (unterm Abzug!) nachfixiert werden.

Die Betäubung des Zooplanktons mit  $\text{CO}_2$  (Medium-Mineralwasser) kann nicht generell empfohlen werden, da sich damit nur für einzelne Taxa des Zooplanktons ein positiver Effekt erzielen lässt, andere dagegen schlechter fixiert werden.

Eine langfristige Konservierung von Metazooplankton-Rückstellproben ist, im Gegensatz zu den meist lugolfixierten Proben des Phytoplanktons, ebenfalls mit 4%-iger Zucker-Formol-Lösung leicht und wartungsarm möglich. Dazu eignen sich schon kleinvolumige Gefäße (ca. 20 ml), wodurch das Metazooplankton ideal für den Aufbau eines Archivs für das langfristige biologische Klimamonitoring geeignet ist.

Die Option im Rahmen des Langzeitmonitorings auch später noch genetische Analysen durchführen zu können, erfordert die Fixierung der Metazooplankton-

Proben mit Ethanol. Black & Dodson (2003) empfehlen dafür 95 %-iges Ethanol und eine anschließende Aufbewahrung der Proben in 70 % Ethanol. Bei Verwendung der Ethanol-Fixierung müssen aber die folgenden Aspekte berücksichtigt werden:

- Die benötigte Menge an mitzuführender Fixierlösung zur Erreichung der Endkonzentration ist relativ groß, da selbst die eingeengten Probenvolumina der quantitativen Zooplankton-Fänge vergleichsweise groß sind. Daraus ergeben sich hohe Kosten für das Ethanol, denn, um spätere genetische Analysen zu ermöglichen, darf kein vergällter Alkohol verwendet werden. Eine Kompromisslösung könnte die zusätzliche Entnahme einer qualitativen Netzprobe sein, die vor der Ethanol-Fixierung auf ein Volumen <20 ml eingeengt wird.
- Ethanol-fixierte Proben erfordern mehr Wartungsaufwand bei der Lagerung, wg. der Verdampfungsgefahr des Ethanols.
- Eine Bestimmung der Tiere anhand ihrer Morphologie ist teilweise erschwert, weil die Gewebe nicht dieselbe Festigkeit, wie bei einer Formol-Fixierung, aufweisen.

Ein unbestreitbarer Vorteil der Ethanol-Fixierung ist der erhöhte Arbeitsschutz durch die wesentlich geringere Humantoxizität im Vergleich zum Formol.

### **2.2.1 Wartung der Probenahmegeräte**

Die Probenahmegeräte müssen im Labor regelmäßig auf ihre einwandfreie Funktion geprüft werden, d.h. Schöpfer z.B. auf die Dichtigkeit des Schließmechanismus, Netze auf die Unversehrtheit der Netzgaze. Die Wartung und Säuberung der Probenahmegeräte ist aber nicht nur zur Funktions- und Werterhaltung erforderlich, sondern dient auch zur Verhinderung der Kontamination der Proben mit fremden Arten.

Während der Probenahme ist eine gründliche Spülung der Netze erforderlich, das gilt insbesondere für Netzzüge nach jeder Entnahme- auch bei Schichtproben. Dabei kann durch mehrmaliges Auf- und Abbewegen des Netzes an der Gewässeroberfläche schon eine Vorspülung vorgenommen werden, die nachfolgend durch kurze Spülung mit Leitungswasser, insbesondere im unteren Teil des Netzes in der Nähe des Netzbechers, ergänzt wird. Nach der Beendigung der Probenahme an einem Gewässer ist eine besonders gründliche Spülung durchzuführen. Am Ende eines Probenahmetages sind die Geräte im Labor vor dem Trocknen gründlich mit demineralisiertem Wasser zu spülen. Der beste Schutz vor der Verschleppung von Organismen in die nachfolgende Probe ist – soweit organisatorisch möglich – die zwischenzeitliche völlige Austrocknung des Netzes.

Falls Auslaufschöpfer (z.B. Marke UWITEC) benutzt werden, ist auf eine gründliche Reinigung des Auslaufsiebes zu achten.

## 2.3 Arbeitsablauf der Zooplankton-Analyse

Im PhytoLoss-Verfahren werden als Ausgangsparameter für die Berechnung der Indizes die Abundanz und die beiden Biomasseparameter Biovolumen und Trockenmasse des Metazooplanktons verwendet. Die Rohdaten werden durch lichtmikroskopische Verfahren gewonnen, gemäß der für das PhytoLoss-Verfahren in den Datenübergabeformaten festgelegten Vorgaben (s. Kapitel 5.1).

Die folgenden Kapitel enthalten Empfehlungen zu den einzelnen Arbeitsschritten der Zooplankton-Analyse. Eine vollständige Version mit Angaben zu Anforderungen an Laborausüstung, Probenteilung, Hinweise zur Präparation, Kommentare zu kritischen Taxa, Umrechnungsfaktoren, u.ä. wird im Leitfaden der Zooplankton-Analyse publiziert (Deneke & Maier, in Vorber.).

Kurz zusammengefasst, besteht der Arbeitsablauf der Zooplankton-Analyse im PhytoLoss-Verfahren aus den folgenden Punkten:

- Die **Artdetermination** erfolgt gemäß der in der OTL-MZ genannten Referenz-Bestimmungsliteratur (s. Kapitel 3) nach den Vorgaben zur Mindestbestimmungstiefe.
- Die **Operative Taxaliste Metazooplankton** (OTL-MZ) ist die Referenz zur eindeutigen, taxonomisch strukturierten Kodierung der Analyseergebnisse. Alternativ kann weiterhin der DV-Code gemeinsam mit dem DV-Namen nach Mauch et al. 2011 benutzt werden.
- Die **Abundanzen** des Zooplanktons werden in Zählkategorien erfasst, die die Verwendung von standardisierten Biomassefaktoren (n. Deneke & Maier, in Vorber.) erlauben. Das **Abbruchkriterium** liegt bei mindestens 400 gezählten Individuen.
- Die **Biomasseberechnung** erfolgt auf der Basis der Abundanzen und der mit den Zählkategorien verknüpften **Größeninformation** und spezifischen **Biomassefaktoren**. Größenvariable Taxa oder Entwicklungsstadien (Daphnien, *Diaphanosoma*, Copepoden-Copepodide) werden immer in Größenklassen mit einer Schrittweite von max. 300 µm Breite gezählt oder alternativ eine bestimmte Anzahl von Individuen vermessen.
- Die Analyseergebnisse werden nach der Vorlage zu den **Datenübergabeformaten** (Datei im Excel-Format) an den Auftraggeber ausgehändigt. Die Pflichtfelder müssen vollständig ausgefüllt werden. Darüber hinaus werden Informationsverluste vermieden, indem einmal erhobene Parameter ohne Verlust der Auflösung (bezgl. Arten, Größen, Stadien) durch z.B. Addition, übergeben werden.

### 2.3.1 Anforderungen an die Qualifikation und Fortbildung

Die Analyse der Zooplankton-Proben erfolgt durch qualifiziertes Fachpersonal. Die Qualifikation kann durch Referenzen auf bereits erfolgreich durchgeführte Projekte und Publikationen und/oder durch die Teilnahme an Aus- und Fortbildungsmaßnahmen nachgewiesen werden (s. dazu LVLim, 2012).

### 2.3.2 Artdetermination

Vorangiger Gegenstand der Analyse ist das Metazooplankton, d.h. die Rotatoria (auch: Rotifera, Rädertiere) sowie die verschiedenen Gruppen der Crustacea (Krebse), insbesondere die Cladocera (Blattfußkrebse) und die Copepoda (Ruderfußkrebse), Letztere mit den Gruppen Calanoida und Cyclopoida.

Andere oft unter „**Sonstige**“ erfasste Taxa, wie z.B. die planktischen Protozoa (z.B. Ciliaten) werden mit der hier beschriebenen Methode der Probenahme und Fixierung nicht wirklich quantitativ erfasst. Abundanzen dieser Gruppen werden als zusätzliche Information berücksichtigt. Normalerweise wird die taxonomische Auflösung, wenn keine speziellen taxonomischen Kenntnisse des Bearbeiters nach nachgewiesenen wurden, deutlich geringer als beim Metazooplankton gewählt. Es werden in der Operativen Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) dafür entsprechende Taxa bereit gestellt. In der Kategorie „Sonstige“ sind folgende Gruppen von besonderer Bedeutung: a) große invertebrate Räuber (Chaoborus, Wassermilben), b) die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* sowie ggf. die neuerdings nachgewiesene Quaggamuschel *Dreissena bugensis* und c) Mysidaceen, als Neozoen oder im Brackwasser auftretend.

Die Bestimmung des Zooplanktons erfolgt bei ca. 50–400facher Vergrößerung am Lichtmikroskop. Dazu wird die als Referenz in der OTL-MZ definierte, aktuelle Bestimmungsliteratur verwendet (s. Kapitel 3).

Die Bestimmungstiefe für die einzelnen Gruppen des Zooplanktons richtet sich nach der in der OTL-MZ ausgewiesenen **Mindestbestimmtiefe**. Diese stellt jedoch nur einen Mindeststandard dar und kann - entsprechende Qualifikation der Bearbeiter und Dokumentation bei kritischen Taxa vorausgesetzt – jederzeit überschritten werden. In der OTL-MZ wird auch dem Problem Rechnung getragen, dass bestimmte Taxa mit vertretbarem Aufwand oder generell nicht eindeutig taxonomisch eingeordnet werden können. Beispiele für solche Fälle sind durch die Formol-Fixierung stark verformte weichhäutige Rotatorien, Juvenilstadien von Crustaceen ohne speziellen Bestimmungsschlüssel oder die phänotypische Plastizität und Hybridbildung innerhalb der Gattungen *Daphnia* und *Bosmina*. Diese Bestimmungsprobleme beruhen einerseits auf begrenzten Ressourcen an Zeit und Gerät im Rahmen von Routineuntersuchungen und andererseits auf wissenschaftlichen Erkenntnisdefiziten. Während im ersten Fall in Abhängigkeit von den Anforderungen im Leistungsverzeichnis und der Qualifikation der Bearbeiter zufriedenstellende Ergebnisse theoretisch möglich sind, bleibt das im zweiten Fall einer Weiterentwicklung der Wissenschaft auf diesem Gebiet vorbehalten. Die Mindestbestimmungstiefe ist daran angepasst, dass für die Analyse normalerweise keine Lebendproben verfügbar sind.

Für die Artenliste und zur Erreichung der Mindestbestimmungstiefe müssen in wenigen Einzelfällen auch **Präparationen** an einer kleinen Stichprobe von Individuen der kritischen Taxa durchgeführt werden. Das betrifft gemäß OTL-MZ

die Gattungen *Asplanchna* (außer *A. priodonta*), *Ceriodaphnia* und *Diaphanosoma* und in Zweifelsfällen das P5 der Cyclopoida und Calanoida. Die Auszählung kann aus pragmatischen Gründen, z.B. ein häufiges Taxon mit schwierigen Bestimmungsmerkmalen, bei einer geringen taxonomischen Auflösung erfolgen (z.B. Gattungsniveau). Die Aufteilung der Abundanzen auf die Taxa der Mindestbestimmungstiefe erfolgt dann anschließend mithilfe der relativen Anteile an der präparierten Stichprobe. So ist z.B. eine Unterscheidung der Rotatoria-Arten *Asplanchna girodi* und *A. brightwellii* anhand der Morphologie der großen Kauer leicht möglich. Bei der Auszählung können sie temporär zum Sammeltaxon *A. girodi* / *brightwellii* zusammen gefasst werden, um nach Abschluss der Präparation die Abundanzen auf die Einzelarten umzurechnen.

Dieses Verfahren kann aber auf **Daphnia-Hybride** nicht angewandt werden, denn hier treten z.T. Morphen auf, die in der aktuellen Bestimmungsliteratur nicht beschrieben werden, wie z.B. intermediäre Morphen zwischen *Daphnia galeata* und *D. longispina*. Klare Grenzen zwischen den Hybrid-Formen und den typischen Vertretern sind auch durch Präparation nicht zu erkennen und deshalb nicht nachvollziehbar und auch nicht allgemein wissenschaftlich anerkannt. Letzteres trifft auf die Taxa *Daphnia x krausi*, *D. x tecta* und *D. x obscura* in Flößner (2000) zu. Deshalb ist für kritische Fälle, insbesondere im *Daphnia galeata/hyalina/longispina*-Komplex, in jedem Fall eine gute Dokumentation durch Fotos wünschenswert.

**Rotatorien** machen einen wesentlichen Teil des Artenreichtums des Metazooplanktons aus und werden soweit möglich auf Artniveau erfasst. Ausnahmen stellen einige durch die Fixierung stark deformierte Taxa (z.B. *Synchaeta*, *Collotheca*) sowie einige schwer zu bestimmende Taxa (z.B. *Polyarthra vulgaris*, *P. dolichoptera*, *P. longiremis*, *P. luminosa*) dar, die deshalb nur auf Gattungsbasis sicher zu bestimmen sind. Innerhalb der Gattung *Synchaeta* ist eine Bestimmung der großen Taxa (*S. pectinata*, *S. grandis*) auf Artniveau und der kleinen Taxa (*S. tremula*, *S. oblonga*, *S. lakowitziana*, etc.) als Gattung sinnvoll.

Für **Cladoceren** und **Copepoden** erfassen die Bestimmungsschlüssel generell nur die Adult-Stadien. Bei den Cladoceren ist aber trotzdem eine Zuordnung der Juvenilen zum jeweiligen Taxon meistens möglich. Eine Ausnahme machen in etlichen Fällen allerdings die Daphnien. Im Zweifelsfall wird empfohlen die nicht bestimmbaren Juvenilen dem aspektbestimmenden Adult-Taxon zuzuordnen. Bei den Copepoden sind die Adulten immer auf Artniveau zu bestimmen, da überwiegend sichere Bestimmungsmerkmale vorliegen. Juvenile Copepoden (Nauplien und Copepodide) sind mindestens nach Calanoiden und Cyclopoiden zu trennen. Im Hinblick auf die Biomassenberechnung erfolgt innerhalb der cyclopoiden Copepoden eine Trennung zwischen den Copepodiden der großen Arten (*Cyclops* spp., *Megacyclops* spp.) und der kleinen bis mittelgroßen Arten (*Thermocyclops*

spp., *Mesocyclops* sp., *Diacyclops* spp., *Acanthocyclops* spp.). Eine exakte Zuordnung der Copepodide zur jeweiligen Art ist in den meisten Fällen möglich und für die Zukunft anzustreben. Letzteres ist für eine Berechnung der Dominanzen auf Artniveau sogar eine Voraussetzung.

Die Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) ist die Referenz zur eindeutigen, taxonomisch strukturierten Kodierung der Analyseergebnisse (s. Kapitel 3). Alternativ kann weiterhin der DV-Code gemeinsam mit dem DV-Namen nach Mauch et al. 2011 benutzt werden.

### 2.3.3 Zählung und Abbruchkriterium

Die Zählung der Rotatorien erfolgt bei ca. 100facher Vergrößerung und die Zählung der Crustaceen bei ca. 50facher am Durchlicht-Mikroskop.

Es werden mindestens 400 Zooplankton-Individuen in der Gesamtprobe (inkl. Copepoden-Nauplien) und davon mindestens 100 Individuen der Crustaceen (ohne Copepoden-Nauplien) ausgezählt (**Abbruchkriterium**). Alternativ können auch mindestens 100 Individuen der aspektbestimmenden, dominanten Rotatorien und mindestens 100 Individuen der dominanten Crustaceen (ohne Copepoden-Nauplien) ausgezählt werden. Es empfiehlt sich mindestens 2 Parallelkammern auszuwerten.

Die **Abundanzen** des Zooplanktons werden in Zählkategorien erfasst, die die Verwendung von standardisierten Biomassefaktoren (n. Deneke & Maier, in Vorber.) erlauben. Größenklassen sollen eine maximale Klassenbreite von 300 µm nicht überschreiten (s. nächstes Kapitel). Bei der Erfassung der Copepoden-Copepodide empfiehlt es sich wg. der Größenunterschiede 3 Untergruppen zu bilden, entsprechend der oben beschriebenen Gruppierung (Calanoide – große Cyclopoide – kleine Cyclopoide). Alternativ können Copepoden-Copepodide auch nach Stadien getrennt erfasst werden.

Zusätzlich wird stets die **Gesamtprobe** auf das Vorkommen großer, seltener Taxa, wie insbesondere *Leptodora*, *Bythotrephes*, *Chaoborus*, *Eurytemora*) überprüft. Die Abundanz wird in der Maßeinheit „Individuen pro Liter (Ind/l)“ angegeben, wobei mindestens 4 Nachkommastellen zur Vermeidung späterer Rundungsfehler berücksichtigt werden.

### 2.3.4 Reproduktion

Zur Charakterisierung der Nahrungssituation können bei entsprechender Zielsetzung Reproduktionsparameter, z.B. die Gelegegröße als Teil der Fekundität, die Eiabundanz, spezifisch für einzelne Arten erfasst werden. Im Hinblick auf die saisonale Entwicklung des Phytoplanktons ist besonders die Reproduktion der herbivoren Crustaceen (Cladoceren, calanoide Copepoden) von Bedeutung. Es wird empfohlen als Ergänzung zur Berechnung der Futterqualitätsindizes mit dem PhytoLoss-Modul mindestens die Reproduktionsparameter der dominanten



*Daphnia*-Art zu erfassen und dafür mindestens 20 intakte Gelege auszuwerten. Hierzu die Hinweise im Kapitel 5.1.2 *Eingabe von Reproduktionsparametern* beachten.

### 2.3.5 Biomasse

Die Biomasse wird durch Multiplikation der Abundanzen mit den standardisierten, spezifischen, fixen Biomassefaktoren nach Deneke & Maier (in Vorber.) berechnet.

Zooplankton-Gruppen, die eine hohe **Größenvariabilität** aufweisen und wesentlich zur Gesamtbiomasse beitragen, werden in Größenklassen von 100, 200 oder 300 µm Breite bzw. alternativ als Entwicklungsstadien mit jeweils spezifischem Biomassefaktor gezählt. Durch eine Differenzierung in Größenklassen mit einer Schrittweite von maximal 300 µm liefert die Berechnung der Gesamtbiomasse des Zooplanktons qualitativ gute Resultate; zusätzlich ist die Erstellung eines Größenspektrums der Zooplankton-Biomasse einfach möglich. Von der Bestimmung von Biomassefaktoren durch probentägliche Vermessung einer repräsentativen Anzahl von Zooplankton-Individuen wird wg. des deutlich höheren Aufwands abgeraten.

Größenklassen als Zählkategorien werden insbesondere bei den Crustaceen verwendet. Weiterhin dienen Juvenil- und Adultstadien bzw. Geschlechter mit jeweils eigenen Standardbiomassefaktoren zur Größendifferenzierung. Für das PhytoLoss-Verfahren wird zusätzlich zur taxonomischen Einordnung die folgende Einteilung in Vorbereitung der Biomasseberechnung mit Standardfaktoren empfohlen:

#### a) Größenklassen von maximal 300 µm Klassenbreite

- große Cladoceren (*Daphnia*, *Diaphanosoma*)
- Juvenil-Stadien (Nauplien, Copepodide) der calanoiden und cyclopoiden Copepoden mit zwei Gruppen für cyclopoide Copepodide: „großen Arten“ (*Cyclops*, *Megacyclops*) und „kleine bis mittelgroße Arten“ (*Thermocyclops*., *Mesocyclops*, *Diacyclops*, *Acanthocyclops*).

#### b) Unterscheidung von Juvenil- und Adultstadien

- kleine Cladoceren (*Bosmina*, *Ceriodaphnia*, etc.)

#### c) Geschlechter

- Adulti der Arten der Cyclopoida und Calanoida

Bei den Copepoden besteht alternativ die Möglichkeit die einzelnen Copepodid-Stadien für jede Art getrennt zu erfassen anstatt in Größenklassen.

Folgende Besonderheiten bestehen für bestimmte Arten auf Grund ihrer Größe (räuberische Cladoceren) bzw. ihrer extremen Formänderung durch Cyclo-morphose (*Daphnia cucullata*):

Für *Leptodora kindti* werden zur Vereinfachung nach Maier et al. (2012) 3 Größenklassen (2-4, 4-8, 8-1 mm) vorgeschlagen und für *Bythotrephes longimanus* die Unterscheidung von 3 Entwicklungsstadien nach der Anzahl der Analdornen. **Raubcladoceren** werden nur in die Zooplankton-Biomasse mit eingerechnet, wenn sie bei der Probenahme mehr oder weniger repräsentativ erfasst werden. Dass ist wg. ihrer hohen Motilität z.B. nicht der Fall, wenn Röhren mit kleinem Durchmesser zur Probenahme verwendet werden. Die saisonal stark durch Helmbildung (Cyclomorphose) variierende individuelle Körperlänge von *Daphnia cucullata*-Individuen wird nach der Formel von Lampert & Taylor (1985) kompensiert, indem als Eingangsgröße für die Biomasseberechnung mithilfe einer Längen-Massen-Regression der „obere Rand des Komplexauges bis zur Spinabasis“ verwendet wird.

Die **Eibiomassen** des Zooplanktons werden im Rahmen von Routineuntersuchungen nicht gesondert erfasst und im PhytoLoss-Verfahren nicht zur Biomasse des Metazooplanktons addiert. Im Zusammenhang mit Untersuchungen zur Reproduktion kann es aber sinnvoll sein, da bei Rotatorien die Eimasse bis zu ca. 90 % der Körpermasse betragen kann (z.B. Pauli, 1989, Walz et al. 1995).

Tiere aus der **Gruppe der „Sonstigen“** werden nur als Abundanzen erfasst und nicht zur Biomasse des Metazooplanktons hinzu addiert, da sie größtenteils im Monitoring nicht quantitativ erfasst werden.

### 2.3.6 Standardisierte Biomassefaktoren und -formeln

Für das PhytoLoss-Verfahren werden die Abundanzen und beide Biomasseparameter, Biovolumen (in  $\text{mm}^3/\text{l}$ ) und Trockenmasse (in  $\text{mg}/\text{l}$ ), benötigt (s.a. Kapitel 4.7.4). Bei der Berechnung der Biomasse mittels Biomassefaktoren werden unterschiedliche Verfahren, getrennt für Rotatorien und Crustaceen, angewendet. Bei den Rotatorien wird die Biomasse traditionell über geometrische Formeln (Ruttner-Kolisko, 1977) als **Biovolumen** berechnet. Bei den Crustaceen werden in der wissenschaftlichen Literatur in der großen Mehrzahl Längen-**Trockenmasse**-Regression (z.B. Dumont et al., 1975; Bottrell et al., 1976; McCauley, 1984; Padisak & Adrian, 1999) zur Ermittlung der Biomasse verwendet. Die Datengrundlage für eine direkte Berechnung der Crustaceen-Biomasse als Biovolumen ist sehr dünn bzw. wurden partiell nur entsprechende Formeln ohne Angabe von Umrechnungsfaktoren aus Längen-Trockenmasse-Regressionen umgerechnet. Deshalb sind zur Vereinheitlichung der Biomasseparameter - entweder auf Grundlage des Biovolumens oder der Trockenmasse - jeweils explizit anzugebende Umrechnungsfaktoren erforderlich.

Standardisierte Biomasseformeln, individuelle Biomassefaktoren und Umrechnungsfaktoren werden von Deneke & Maier (in Vorber.) zur Biomasseberechnung bereit gestellt, sind aber nicht direkter Bestandteil dieser Verfahrensanleitung. Die

Verwendung standardisierter Biomassefaktoren wird zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse im Rahmen des PhytoLoss-Verfahrens dringend empfohlen.

### **3 Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) nach Deneke & Maier (2014)**

#### **3.1 Anforderungen an die OTL-MZ**

Die Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ, Tabelle 12 im Anhang C) ist ein notwendiger Schritt zur standardisierten Erfassung der Ergebnisse der Zooplankton-Analyse. Im Mittelpunkt steht dabei die Entwicklung eines Systems zur eindeutigen Kodierung der Zooplankton-Taxa als Vorbereitung für den Import in die PhytoLoss-Datenbank. Die OTL-MZ gibt durch Empfehlungen zur Mindestbestimmungstiefe aber auch einen Qualitätsmaßstab vor, der sowohl Auftraggebern als auch den fachkompetenten Auftragnehmern als verbindliche Leitlinie für die Bearbeitung der Zooplankton-Proben dienen kann. Durch die Verknüpfung mit anderen Eigenschaftsfeldern wird insbesondere die Einordnung in vorgegebene Nahrungsgilden sowie die Angabe der Referenz-Bestimmungsliteratur auf Taxonebene ermöglicht.

Es ergeben sich daraus die folgenden allgemeinen Anforderungen an die OTL-MZ: Sie soll...

- alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Taxa umfassen
- dem aktuellen Stand der Taxonomie entsprechen
- eine realistische Empfehlung zur Mindestbestimmbarkeit enthalten
- eine einfache systematische Sortierung der Ergebnisse unterstützen
- bei Erhaltung der logischen Struktur problemlos erweiterbar sein
- Zuordnung von Eigenschaften auf Taxonebene unterstützen

#### **3.2 Aufbau der OTL-MZ**

Die Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) lehnt sich im Aufbau an die Harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons (HTL, Mischke et al., 2008) an. Im Unterschied zur HTL ist die OTL-MZ aber rein taxonomisch strukturiert, d.h. Angaben zu Geschlecht, Alter oder Größe sind nicht Bestandteil dieser Liste, sondern werden in der PhytoLoss-Datenbank grundsätzlich in separaten Feldern gespeichert. Dadurch ergibt sich eine größere Flexibilität hinsichtlich der Methodik zur Biomasse-Berechnung, die die Art der Zählkategorien und insbesondere die Anzahl von Größenklassen pro Taxon betrifft.

Die OTL-MZ wurde in einem ersten Schritt aus zwei unterschiedlichen Quellen zusammengesetzt: a) aus allen unter dem Stichwort 'Zooplankton' in der DV-Liste (Mauch et al., 2011) enthaltenen Taxa sowie b) aus der aggregierten Artenliste, die für das PhytoLoss-Verfahren auf der Grundlage der Gewässerüberwachungsprogramme der Bundesländer erstellt wurde. Dabei zeigte sich, dass die DV-Liste

große Lücken aufweist und im Moment nur bedingt den Anforderungen an eine Referenzliste gerecht werden kann, zumal die Kriterien für die taxonomisch-systematische Einordnung und Kodierung intransparent sind. Insbesondere mussten zahlreiche Taxa hinzugefügt werden, die (noch) nicht in der DV-Liste enthalten sind und somit auch keine DV-Nummer haben. In der vereinigten Vorbereitungsliste zur OTL-MZ wurden im nächsten Schritt mithilfe der angegebenen taxonomischen Quellen (s. Kapitel 3.4) notwendige Korrekturen an den Taxonnamen und den Erstbeschreibern vorgenommen, die aktuelle Veränderungen in der Taxonomie berücksichtigen und/oder Schreibfehler korrigieren. Um diese Änderungen an den Taxonnamen gegenüber der DV-Liste von 2011 bzw. entsprechenden Angaben in der Referenz-Bestimmungsliteratur transparent zu machen, wurde das Feld <Synonyme> eingefügt. Eigene taxonomische Untersuchungen wurden dazu nicht durchgeführt. Das Feld <OTL-Taxonname> enthält keine doppelten Einträge und wird deshalb als Primärschlüssel in der PhytoLoss-Datenbank verwendet. Alternativ oder ergänzend wird auch die eindeutige <OTL-ID> als Kennung angeboten, die eine nach dem System in Tabelle 1 zusammengesetzte 11-stellige alphanumerische Zeichenfolge darstellt.

Zur OTL-MZ gehören weiterhin zusätzliche Felder, die einerseits die systematische Stellung der Taxa angeben und andererseits die sichere Bestimmung erleichtern sollen. Dazu dienen in erster Linie die Benennung der Referenz-Bestimmungsliteratur und in einzelnen Fällen auch Angaben zu einfachen Präparationen zur Erreichung der Mindestbestimmungstiefe. Die Angaben zu Habitatpräferenzen der Taxa im Feld <Habitat> sollen bei Abweichungen des Fundortes zu einer erhöhten Aufmerksamkeit bei der Bestimmung veranlassen damit das evtl. vorhandene Indikatorpotenzial solcher atypischen Funde solide abgesichert werden kann. Dies gilt insbesondere für das Auftreten von Neozoen und im Verbreitungsgebiet bisher selten auftretende Arten. Weiterhin besteht durch das Feld <IndPot> (potentielle Indikatororganismen) die Möglichkeit mittelfristig ein Indikatorsystem auf der Basis des Metazooplanktons zu etablieren. Das Feld <ZooGild> ist die Referenz für die Zuordnung der einzelnen Taxa zu den im PhytoLoss-Verfahren vorgegebenen Nahrungsgilden 1a bis 4d. Die Druckversion im Anhang C (Tabelle 12) enthält aus Platzgründen nicht alle Felder der OTL-MZ. Als Referenz gilt momentan die aktuell gültige Tabelle „OTL-MZ Version 1.1“ in der Excel-Datei der PhytoLoss-Übergabeformate.

Die OTL-MZ enthält gegenwärtig (Stand: Februar 2015) 532 Taxa inklusive der sogenannten Sonstigen Taxa, d.h. Taxa außerhalb der Gruppen der Crustaceen und Rotatorien. 463 Taxa gehören zum Metazooplankton im engeren Sinne. Relativ viele Taxa gehören zu den Arten des Litorals/Benthals, der Kleingewässer oder selten auch des Grundwassers, die in den überwiegend im Pelagial von Seen entnommenen Proben eher selten vorkommen. Für sie wird deshalb oft wg. des zu hohen Aufwands und trotz ihrer großen Artenvielfalt eine geringere Mindestbestimmungstiefe empfohlen (z.B. *Lecane* spp., Bdelloidea, *Alona* spp.). 100 bis 130

Taxa können zu den häufig auftretenden und im Pelagial regelmäßig vorkommenden Taxa gezählt werden. Aus rein quantitativer Sicht kann deshalb die Anzahl der Taxa mit dem Status der Mindestbestimmbarkeit für Experten als nicht unangemessen hoch betrachtet werden.

### 3.3 Über die Mindestbestimmungstiefe

Die Empfehlungen zur Mindestbestimmungstiefe für Routineuntersuchungen wurden auf der Basis von praktischer und taxonomischer Erfahrung in der Zooplankton-Analyse erarbeitet. Die Gruppe der 'Sonstigen'-Taxa wurde dabei nicht berücksichtigt. Alle Angaben zu diesen Taxa dienen hauptsächlich zur Kodierung und Vervollständigung der Artenliste ohne die Taxonangaben zu validieren.

Die Mindestbestimmungstiefe (MBT) im Sinne dieser Vorschrift ist ein Kompromiss aus der taxonomischen Bestimmbarkeit und dem im Rahmen von Routineuntersuchungen zur Gewässerüberwachung möglichen (reduzierten) Untersuchungsaufwand pro Probe. Da die Artenvielfalt des Metazooplanktons deutlich weniger als 10 % der Anzahl an Phytoplankton-Taxa umfasst, kommt dem einzelnen Taxon eine größere Bedeutung zu, will man die Möglichkeiten einer Bioindikation nicht von vorneherein ausschließen. Daraus ergeben sich Qualitätsanforderungen an die Zooplankton-Analyse, die Expertentum voraussetzen, das üblicherweise durch ein Studium und/oder entsprechende praktische Erfahrung erworben und nachgewiesen werden muss. Eine wichtige Voraussetzung zur Erreichung der Mindestbestimmbarkeit ist schon die Probenahme. Nur bei ausreichendem Probenvolumen und fachgerechter Fixierung kann sichergestellt werden, dass ausreichend Tiere mit gut erhaltenen Bestimmungsmerkmalen vorhanden sind. Weiterhin umfasst der methodische Mindestaufwand die Verfügbarkeit der Referenz-Bestimmungsliteratur und eine angemessene optische Ausstattung, d.h. ein professionelles Durchlichtmikroskop mit Objektiven mindestens bis zu 40facher Vergrößerung (400fache Gesamtvergrößerung) und der Möglichkeit der photographischen Dokumentation. Darüber hinaus müssen Referenzexemplare, besonders bei kritischen Taxa für evtl. spätere Nachprüfungen, aufgehoben werden. Generell sollte in wichtigen Fällen, d.h. beim Auftreten von Neozoen oder starken Veränderung in der Artenzusammensetzung in einem langjährig untersuchten Gewässer, immer eine kompetente Zweitbestimmung erfolgen, um eine qualitativ gut abgesicherte Artenliste zu pflegen. In wenigen Ausnahmefällen kann für die Erreichung der Mindestbestimmungstiefe eine einfache Präparation notwendig werden. Dazu gehören die P5-Thorakopoden einiger Copepoden, die Kauer von *Asplanchna* (außer *A. priodonta*) und die Abdomen von *Ceriodaphnia*. Da es im Monitoring nicht um die Populationsdynamik einzelner Taxa im engeren Sinne geht, reichen meistens für die Absicherung der Artenliste auch eine relativ geringe Anzahl von präparierten Individuen, z.B. ca. 10 Tiere, aus, die entweder gezielt auf ihre Einordnung hin überprüft oder nach dem Zufallsprinzip ausgewählt werden.

In Fällen, wo zur sicheren Bestimmung lebende Tiere erforderlich sind (z.B. weichhäutige Rotatorien) oder die typischerweise nicht in den zum Untersuchungsprogramm gehörenden Habitaten auftreten, wird teilweise nur die Gattung oder eine höhere Kategorie als Mindestbestimmungstiefe verlangt. Dazu gehören üblicherweise viele litorale oder benthische Arten. Bei den Crustaceen sind allerdings gerade diese meistens sogar noch nach Formolfixierung gut bestimmbar. Außerdem können besonders in hocheutrophen Flachseen etliche Vertreter dieser Gruppe z.T. gehäuft auftreten und sind geradezu ein typisches Kennzeichen dieser Zönosen. Das gilt z.B. für Fischteiche aller Größen und natürlich Kleingewässer. Hier wird dann dringend eine genaue Artbestimmung trotz geringer Mindestbestimmungstiefe empfohlen. Um eine möglichst hohe Abdeckung an Taxa zu erreichen, wurden auch solche in die OTL-MZ aufgenommen, die nach unserer Meinung nicht die notwendige und von Spezialisten zu erwartende Bestimmungstiefe aufweisen, dabei handelt es sich überwiegend um Gattungen. Sie sind durch das Merkmal 'Mindestbestimmungstiefe nicht erreicht' im Feld <MBT-Kommentar> gekennzeichnet. In Fällen, wo z.B. die schlechte Fixierung der Proben keine sichere Bestimmung auf Artniveau mehr erlaubt, kann auf diese Taxa zur Kodierung zurück gegriffen werden.

Durch die Definition einer Mindestbestimmungstiefe gibt es jetzt eine einheitliche Basis, um die Artenzahlen in den Proben mithilfe der Datenbank reproduzierbar zu ermitteln. Das ist eine wichtige Voraussetzung, um zukünftig auch den Artenreichtum bzw. die Biodiversität des Zooplanktons in die Interpretation einbeziehen zu können.

### **3.4 Die taxonomische Referenz**

Für die Revision der Taxonnamen wurde auf die Listen (,List of Available Names') der in den letzten Jahren international durchgeführten Revision der taxonomisch verfügbaren Namen des Metazooplanktons zurück gegriffen. Mithilfe dieser Listen, die bei den Rotatorien und Cladoceren fertig vorliegen (Segers, 2007, Jersabek et al., 2012; Jersabek & Leitner, 2013; Kotov et al., 2013), konnten auch Fälle entschieden werden, in denen es zwischen den der OTL-MZ zugrundeliegenden Listen sowie den verschiedenen Werken der Referenz-Bestimmungsliteratur taxonomische Widersprüche gibt. Auf diese Weise wurden alle Taxonnamen und Erstbeschreiber in der OTL-MZ überprüft und ggf. angepasst. Für die cyclopoiden Copepoden liegt eine vergleichbare Liste noch nicht vor. In diesem Fall wurde auf die von den Bearbeitern der Liste für die calanoiden Copepoden (Walter & Boxshall, 2013) bearbeiteten Bereiche in der ,World of Copepods Database' im ,World Register of Marine Species' (WoRM) für die Cyclopoiden im Internet als Referenz zurück gegriffen. Für alle Taxa, die nicht zum Metazooplankton gehören, also keine Rotatorien, Copepoden oder Cladoceren sind, wurde die Überarbeitung auch nach WoRM durchgeführt. Hier wird aber kein Anspruch auf taxonomische Richtigkeit erhoben.

### 3.5 Aufbau der OTL-ID

Nicht nur aus datenbanktechnischen Gründen ist es vorteilhaft zusätzlich zu den eindeutigen Taxonnamen auch ein eindeutiges (alpha-)numerisches Schlüssel-system zur Verfügung zu haben, welches hier mit der OTL-ID vorgestellt wird. Die OTL-ID ist ein alternativer Primärschlüssel, der offen für neu zu integrierende Taxa ist und zusätzlich die Möglichkeit bietet mithilfe einfacher Sortier-routinen schnell und unkompliziert eine sinnvolle systematische Reihenfolge der Taxa herzustellen, wie sie auch in Artenlisten verwendet werden kann.

Der OTL-Code besteht immer einheitlich aus 11 Zeichen. Zeichengruppen unterschiedlicher Länge repräsentieren und kodieren unterschiedliche taxonomische Ebenen und zwar nach folgendem Schema (s. Tabelle 1):

- der erste Block aus 2 Zeichen unterscheidet zwischen verschiedenen Großgruppen innerhalb des Zooplanktons und der Gruppe der ‘Sonstigen’-Taxa, z.B. RM = Rotatoria, Monogononta
- der zweite Block aus 3 Buchstaben enthält eine Abkürzung für die Familien und in wenigen Fällen auch höherer Taxa innerhalb der Großgruppen, z.B. Cyc = Cyclopidae
- der dritte Block aus 3 Buchstaben enthält die Abkürzungen der Gattungsnamen, z.B. Bra = Brachionus
- der vierte Block aus 2 Zahlen von 00 bis max. 90 kennzeichnet die Arten, was wg. später eingefügter Taxa nach einer Sortierung evtl. keine exakt alphabetische Reihenfolge ergeben kann. Der Bereich 91 bis 99 ist für unkonventionelle Taxa (Sammeltaxa, Hybrid-Morphe, etc.) reserviert
- der fünfte Block aus 1 Zahl von 0 bis 9 kennzeichnet mögliche Unterarten, in Kombination mit der Ziffer 9 am Anfang des 2-stelligen vierten Blocks aber die Ursprungstaxa denen das unkonventionelle Taxon ähnelt, z.B. CLDapDap946 = Daphnia galeata/cucullata (mit CLDapDap140 = Daphnia cucullata)
- für übergeordnete Taxa werden die restlichen der 11 möglichen Stellen mit Nullen aufgefüllt, z. B. R0000000000 = Eurotatoria

**Tabelle 1: Erläuterungen zur Kodierung der Taxa in der Operativen Taxaliste Metazooplankton mithilfe des Feldes OTL-ID**

	Block 1	Block 2	Block 3	Block 4	Block 5
<b>Zeichenlänge</b>	2	3	3	2	1
<b>Zeichentyp</b>	Buchstaben	Buchstaben	Buchstaben	Zahlen	Zahl
<b>Bedeutung</b>	Großgruppe	Familie	Gattung	Art	Unterart, Morph
<b>Umfang</b>	8 Gruppen	37 Familien	96 Gattungen	00 bis 90	1 bis 9



### 3.6 Kodierung des Metazooplanktons nach OTL-MZ oder DV-Liste?

Die primäre Kodierung der Metazooplankton-Taxa in den Importtabellen der Datenübergabeformate für das PhytoLoss-Modul (Kapitel 5.1) kann wahlweise nach dem System der OTL-MZ oder der DV-Liste erfolgen. Eine Vermischung der Systeme ist nicht sinnvoll. Datenbankintern werden die Daten jedoch immer im OTL-Code abgespeichert. Dazu werden die Taxonbezeichnungen beim Import, falls notwendig, automatisch mithilfe der OTL-MZ von DV- in OTL-Code übersetzt. In ca. 90 Fällen kann es dabei zum gegenwärtigen Zeitpunkt, wg. der Unvollständigkeit der DV-Liste 2011, zu einer Verringerung der taxonomischen Auflösung durch Angabe einer höher kodierten taxonomischen Einheit kommen. So wird z.B. „*Eurytemora affinis*“ nach DV-Code als „Calanoida“ und „*Bosmina (Eubosmina) coregoni thersites*“ als „*Bosmina coregoni*“ erfasst. Von dem Verlust an taxonomischer Auflösung betroffene Taxa sind in Vorlagendatei mit den Datenübergabeformaten auf dem Arbeitsblatt „OTL-MZ\_V1.1“ im Bereich der Spalten <DV2011> und <DV-Taxonname> nicht hellgrün markiert, sondern weiß belassen worden.

#### 3.6.1 Vorteile des OTL-Codes

Die OTL-Kodierung hat folgende Vorteile gegenüber dem DV-System:

- a) die taxonomischen Angaben (Taxonname, Erstbeschreiber) sind auf dem aktuellen wissenschaftlichen Stand. Neue Gattungszuordnungen wurden dabei berücksichtigt. Dadurch ist eine bessere Abbildung der originalen Bestimmungsgenauigkeit möglich. Nachträgliche Vergrößerungen durch Auswahl höherer taxonomischer Einheiten wg. fehlender Vergabe der DV-Nummer werden vermieden
- b) Fehler der DV-Liste hinsichtlich Taxonnamen und Erstbeschreiber wurden korrigiert
- c) es sind mehr Metazooplankton-Taxa enthalten als in der DV-Liste, Artenfunde aus Altdaten wurden berücksichtigt
- d) die Kombination des OTL-Taxonnamens mit der MBT (empfohlene Mindestbestimmungstiefe) erleichtert die Beschreibung von Qualitätsanforderungen bei der Auftragsvergabe, erhöht die Vergleichbarkeit der Zooplankton-Ergebnisdaten und ermöglicht so eine bessere Beurteilung von Biodiversitätsaspekten in der Zooplankton-Analyse

### 3.7 Anwendungshinweise und Aktualisierung der Einträge

Es empfiehlt sich generell die Ergebnisdaten nur einmalig und so früh wie möglich entsprechend der OPTL-MZ zu kodieren, um damit zusätzliche Übermittlungsfehler zu vermeiden. Zur Verwendung der OTL-MZ siehe Kapitel 5.1.2.

Eine Aktualisierung der OTL-MZ wird mindestens einmal jährlich oder auf Anforderung durchgeführt. Weitere Infos zur OTL-MZ erscheinen gesondert, insbesondere eine kommentierte Taxaliste mit Angaben zu kritischen Taxa und eine Begründung zur jeweils empfohlenen Mindestbestimmungstiefe (MBT).



## **4 Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons**

### **4.1 Vorbemerkung**

In diesem Kapitel werden verschiedene Grazing-Indizes vorgestellt und ihre Anwendung anhand von Beispielen erläutert. Die Berechnung der Indizes erfolgt automatisch durch das PhytoLoss-Datenbankmodul in Verbindung mit dem Auswertungsprogramm PhytoSee ab Version 6. Die dafür notwendigen Ergebnisse der Zooplankton-Analysen müssen zuvor menügesteuert in die Datenbank importiert werden. Dazu ist es erforderlich die vorgegebenen Datenübergabeformate zu verwenden. Die Vorlage zu den Datenübergabeformaten, die Operative Taxaliste Metazooplankton und die Vorlagen für die Auswertung der Ergebnisse (Radar-diagramme, Zooplankton-Steckbrief) sind Bestandteil dieser Vorschrift zum PhytoLoss-Verfahren. Zusätzlich wird eine Kurzanleitung (Deneke et al., 2014) für die Benutzung des PhytoLoss-Moduls bereit gestellt.

### **4.2 Einführung in die Nutzung von Grazing-Indizes**

Das Metazooplankton ist wegen seiner Mittelstellung im planktischen Nahrungsnetz zwischen den Fischen und dem Phytoplankton, ein essentieller Bestandteil im biologischen Gewässermonitoring (s. Deneke, 2008). Als Hauptkonsument der Phytoplankton-Biomasse ist es durch das sogenannte Grazing eng an die kurz- und langfristige Entwicklung wichtiger Ökosystemprozesse gekoppelt (Lampert & Sommer, 1999), wie z.B. die Entstehung von Klarwasserstadien (Lampert et al., 1986) oder die bewertungsrelevante Trophie eines Gewässers (s. TGL 27885/01, 1982). Deshalb ist das Metazooplankton, obwohl kein Pflichtbestandteil des ökologischen Gewässermonitorings nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000), weiterhin in den Gewässerüberwachungsprogrammen der deutschen Bundesländer enthalten.

Nach der Entwicklung des PhytoSee-Index (Mischke et al., 2008, Mischke et al., 2014) zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurden über 1000 Seen mittels Phytoplankton bewertet. In den Fällen wo der geforderte „gute ökologische Zustand“ nicht erreicht wird oder es zu ausgesprochen starken Schwankungen zwischen den Jahren kommt, ist die ausschließliche Betrachtung der Nährstoffbelastung nicht hinreichend. Nahrungsnetzeffekte, insbesondere die Phytoplankton–Zooplankton–Interaktion, können in diesen Fällen eine entscheidende Rolle spielen.

Degradierete Nahrungsnetze mit nur geringem Grazing-Effekt auf das Phytoplankton, ausgelöst durch die Dominanz kleiner, wenig effektiver Filtrierer, sind oft die Folge der überstarken Dominanz planktivorer Fische (Brooks & Dodson, 1965), also einer zu starken Top-Down-Kontrolle im planktischen Nahrungsnetz durch großenselektive Räuber. Solche Nahrungsnetzeffekte können nach dokumentierten Einzelstudien auch auf die Bewertung mit dem PhytoSee-Index

einen erheblichen Einfluss nehmen. Unter hocheutrophen Bedingungen kann andererseits ein starker, aber nicht offensichtlicher sogenannter inverser Grazing-Effekt die unerwünschte Dominanz nicht-fressbarer Cyanobakterien stabilisieren oder sogar verstärken, indem selektiv deren fressbare Konkurrenten im Phytoplankton dezimiert werden (Lampert, 1987; Benndorf, 1995; Böing et al., 1998). In beiden Fällen spielt die Beurteilung des Faktors Grazing eine wichtige Rolle bei der Interpretation von Phytoplankton-Daten und ggf. der Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. Als Handlungsoption kommen deshalb, neben der Verringerung der Nährstoffeinträge, auch Möglichkeiten der Nahrungskettensteuerung durch eine veränderte Fischbewirtschaftung in Frage (Benndorf, 1994). Bisher konnte der PhytoSee-Index solche mehr über das Nahrungsnetz (Top-Down) regulierten Zustände des Phytoplanktons nicht von solchen unterscheiden, in denen eine (weitere) Nährstoffverminderung (Bottom-Up) die größte Wirkung erzielen könnte. Um die Interaktion des PhytoSee-Index mit dem Faktor Zooplankton-Grazing zukünftig zu erfassen, wurden im Auftrag der LAWA mehrere Grazing-Indizes entwickelt auf der Basis von Monitoringdaten mit monatlicher Zooplankton-Probenahme parallel zum Phytoplankton. Denn während die Stärke des Raubdrucks durch Fische auf das Zooplankton nach der gängigen Theorie (Size-Efficiency-Hypothese, Hall et al., 1976) mithilfe von Größenindizes beschrieben werden kann, stehen für den Fraßdruck auf das Phytoplankton (Grazing), außer dem Ansatz von Jeppesen et al. (1997, s. Kapitel *Grundlagen des PhytoLoss-Verfahrens*), kaum Methoden auf der Grundlage von Monitoringdaten zur Verfügung.

Im Bereich der Trinkwassertalsperren wurde von Große (2009) ein Größenindex, der CSI (Cladocera-Size-Index), als Maß für die Intensität der Biofiltration im Gewässer eingeführt. Der CSI kennzeichnet den Anteil effektiver Filtrierer (Cladoceren >1 mm Körperlänge) und dient als Zielgröße sowie zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Nahrungsnetzsteuerung über eine angepasste Fischbewirtschaftung in Talsperren (Willmitzer et al., 2010). Für Talsperren im oligo- bis mesotrophen Bereich konnte Große (2009) mithilfe des CSI eine deutliche Zunahme der Sichttiefe durch eine Steigerung der Biofiltration nachweisen. Dagegen gibt es im eu- bis hypertrophen Problembereich für die Erreichung der Qualitätsziele nach EU-WRRL (2000) weder für Trinkwassertalsperren noch für natürliche Standgewässer einen statistisch abgesicherten Zusammenhang für den Einfluss der Biofiltration (Grazing) auf die Gewässergüteparameter Sichttiefe und Chlorophyll a-Konzentration.

Besonders unter hocheutrophen Bedingungen bewirkt eine erhöhte Biofiltration in erster Linie eine Veränderung in der Zusammensetzung des Phytoplanktons mit einem höheren Anteil großer, fraßresistenter Taxa, vorwiegend Cyanobakterien, was einer Verschlechterung der Futterqualität für das filtrierende Zooplankton entspricht (Benndorf, 1995). Während sich bei Trinkwassertalsperren aus rein technischer Sicht dadurch sogar die „Abfiltrierbarkeit“ des unerwünschten

Phytoplanktons verbessert, spielt dieser Aspekt bei den natürlichen Gewässern keine Rolle. Im Gegenteil, er zeigt, dass ein Größenindex, wie der CSI, zwar zur Beschreibung des Fraßdrucks durch Fische taugt, aber die *indirekten* Effekte des intensiven Grazing (bzw. der Biofiltration), die zu einer geringeren Futterqualität führen, nicht abbilden kann. Es fehlten bisher für das Zooplankton-Grazing die geeigneten Parameter.

Das hier beschriebene PhytoLoss-Verfahren ist eine wesentliche Erweiterung des methodischen Ansatzes von Jeppesen et al. (1997), der auf dem Biomasseverhältnis des Zoo- und Phytoplanktons (Z/P-Verhältnis) beruht, aber nicht die stark variierende Futterqualität berücksichtigt. Mithilfe der Zusammensetzung des Zoo- und Phytoplanktons lassen sich durch eine Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix die Futterqualität für jeden Probenstermin berechnen und verschiedene Grazing-Indizes ableiten. Im Ergebnis wird die bisherige Abschätzung des Grazing-Effekts auf das gesamte Phytoplankton ergänzt durch Grazing-Indizes, die nur auf den fressbaren Anteil an der Phytoplankton-Biomasse Bezug nehmen. In der Konsequenz ergibt sich in der Bewertung eine hohe Grazing-Effektstärke auch dann, wenn nur in Teilbereichen des Nahrungsnetzes, z.B. zwischen Cladoceren und Cryptophyceen, ein hoher Fraßdruck angenommen werden muss. Auch wenn sich dieser Grazing-Effekt (noch) nicht auf das gesamte Phytoplankton bezieht, zeigt er deutlich das ansonsten nicht ersichtliche Potential des Faktor Grazing für die Struktur des Nahrungsnetzes auf. Im Vergleich mit einem Größenindex, wie dem MCM (mittlere Cladoceren-Masse), können daraus evtl. Handlungsempfehlungen zur besseren Fischbewirtschaftung abgeleitet werden, die das vorhandene Grazing-Potential besser nutzen helfen.

Die Berechnung von Grazing-Indizes mithilfe der PhytoLoss-Datenbank wird durch die Standardisierung der Datenverwaltung der Zooplankton-Ergebnisse wesentlich erleichtert. Neben neuen Ansätzen zur Kodierung nach OTL-MZ (s. vorheriges Kapitel) gehört dazu auch eine Vorlage für die Datenübergabeformate, wie sie im Detail in Kapitel 5 beschrieben wird. Die Kurzanleitung zum Gebrauch des PhytoLoss-Moduls (Import, Export) wurde in diese ausführliche Anleitung integriert.

### 4.3 Abkürzungen der Begriffe

In der folgenden Tabelle sind die Abkürzungen für die wichtigsten Parameter dieser Verfahrensvorschrift aufgeführt.

**Tabelle 2: Abkürzungen wichtiger Parameter**

Abk	Erläuterung
Z	Zooplankton-Gildenbiomasse
P	Phytoplankton-Gildenbiomasse
Z/P	Z/P-Verhältnis
P <sub>ed</sub>	fressbare Phytoplankton-Biomasse (ed: edible, engl.: essbar)
P <sub>ed_n</sub>	fressbare Phytoplankton-Biomasse für eine Zooplankton-Gilde(ngruppe)
P <sub>ed_clad</sub>	fressbare Phytoplankton-Biomasse für die Cladoceren-Gilden
FQI	Futterqualitätsindex für das Metazooplankton
FQIn	Spezifische Futterqualität für eine Zooplankton-Gilde(ngruppe)
FQIC	spezifischer Futterqualitätsindex für die Gilden der Cladoceren
FQF	Futterqualitätsfaktoren der Interaktionsmatrix
MGI	Metazooplankton-Grazing-Index
pMGI <sub>n</sub>	partieller Metazooplankton-Grazing-Index für eine Gilde(ngruppe)
nGI	Spezifischer Grazing-Index für eine Zooplankton-Gilde(ngruppe)
CGI	spezifischer Cladoceren-Grazing-Index
GES	Grazing-Effektstärke
MCM	Mittlere Cladoceren-Masse

### 4.4 Anwendungsbereich des PhytoLoss-Verfahrens

Das hier beschriebene Verfahren kommt im Bereich des Gewässermonitorings im Rahmen der Zooplankton-Analyse als Interpretationshilfe für die Phytoplankton-Daten zur Anwendung.

Das Grazing-Potential des Zooplanktons kann durch die hier beschriebenen Indizes besser als wichtige Einflussgröße für die Phytoplankton-Entwicklung charakterisiert werden. So lassen sich Fragen zur potentiellen Bedeutung des Grazing für eine Verbesserung der Sichttiefe im Gewässer beurteilen sowie zur relativen Bedeutung der Nahrungslimitation im Vergleich zum Fraßdruck durch Fische für die Entwicklung und Zusammensetzung des Zooplanktons (vergl. Lampert, 1988). Zur Einschätzung des Fraßdrucks durch planktivore Fische wird ein einfacher Größenindex (MCM, die mittlere Cladoceren-Masse) verwendet.

Da die Intensität des Grazing *in situ* hoch-variabel ist, müssen insbesondere die hier errechneten absoluten Indexwerte unter Berücksichtigung möglicher Störungen (s. Kapitel 8), der saisonalen Planktonsukzession (z.B. Klarwasserstadium, s. Kapitel 12) und der Trophie des Gewässers interpretiert werden. Die besten Interpretationsmöglichkeiten bestehen dort, wo die klassifizierten Indizes Extremwerte anzeigen und/oder sich deutliche Differenzen zwischen den verschiedenen Indizes, insbesondere dem Z/P-Verhältnis und dem CGI, ergeben.

Die Grazing-Indexwerte werden im Kontext der absoluten Biomassen und der Größenstruktur der Zönose betrachtet. Abiotische Einflussgrößen und die Verschiebung der Artenzusammensetzung werden bisher mit diesem Verfahren nicht erfasst.

Die Indizes dieses Verfahrens eignen sich als Routineparameter, da keine zusätzlichen Daten zur Berechnung erforderlich sind. Als wichtige Einsatzbereiche kommen insbesondere das Langzeitmonitoring, die Begleitung von Sanierungsmaßnahmen oder die Ergänzung von seltener durchzuführenden fischereilichen Untersuchungen nach EU-WRRL (2000) in Frage. Der Vorteil der Zooplankton-Analyse liegt in der vergleichsweise kostengünstigen Durchführung und dem direkten Bezug zum Phytoplankton durch parallele Probenahme. Die Grazing-Indizes stellen keinen Ersatz für *in situ* Messungen der Grazing-Verluste des Phytoplanktons dar.

#### **4.5 Zweck des PhytoLoss-Verfahrens**

Der Zweck des Verfahrens ist die Bereitstellung einer Interpretationshilfe für die Zooplankton–Phytoplankton–Interaktion durch die Berechnung von verschiedenen Grazing-Indizes auf der Basis von Daten aus den Routinemessprogrammen zur Gewässerüberwachung. Dabei spielt insbesondere die bisher kaum berücksichtigte Futterqualität des Phytoplanktons für die Beurteilung des Grazing-Effekts eine zentrale Rolle. Mithilfe des PhytoLoss-Verfahrens kann die fressbare Phytoplankton-Biomasse abgeschätzt und als zusätzliche Bezugsgröße neben der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons verwendet werden. Darüber hinaus ist es möglich mithilfe eines Größenindex (MCM) den Einfluss der Fische auf das Zooplankton-Grazing abzuschätzen. Im Ergebnis kann dann der Vergleich der Wachstumsvoraussetzungen für Cladoceren (Temperatur, FQIC) mit ihrer tatsächlichen Biomasse und dem MCM z.B. aufzeigen, ob es wahrscheinlich ist, dass ein der Futterqualität entsprechendes stärkeres Wachstum evtl. durch einen starken Fischfraßdruck verhindert wurde.

Durch eine systematische und synoptische Bewertung aller ausgewählten Grazing- und Prädations-Kenngrößen ist es möglich, Handlungsempfehlungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands zu prüfen, die eine günstigere Struktur des Nahrungsnetzes zum Ziel haben.

#### **4.6 Definition und Kurzbeschreibung wichtiger Begriffe**

##### **Metazooplankton (Z)**

Das Metazooplankton umfasst das mehrzellige Zooplankton, genauer die Gruppe der Rotatoria (oder Rotifera, entspricht den Rädertieren) und die Gruppe der Kleinkrebse (Crustacea), bestehend aus den zwei Untergruppen der Copepoda (Ruderfußkrebse), den Calanoida und den Cyclopoida, sowie den Cladocera (Blattfußkrebse). Demgegenüber stehen die Protozoa (Einzeller), die nicht Gegenstand



dieses Verfahrens sind. Streng litorale oder benthische Taxa, auch wenn sie zu den Krebsen (z.B. Harpacticoida) oder Rädertieren gehören, werden durch dieses Verfahren nicht erfasst. In dieser Verfahrensbeschreibung wird oft der traditionelle Ausdruck „Zooplankton“ verwendet, womit regelmäßig das Metazooplankton im obigen Sinne gemeint ist. Die Biomasse des Metazooplanktons kann als Trockenmasse (in mg/l) oder als Biovolumen (in mm<sup>3</sup>/l) bzw. Frischmasse (mg/l) erfasst werden. Das PhytoLoss-Verfahren verwendet das Biovolumen als einheitliche Biomasse-Plattform (Ausnahme MCM, s. Kapitel *Biomasse-Umrechnung*).

### **Cladoceren (C)**

Die Cladocera (Blattfußkrebse) gehören zu den Kleinkrebsen und ihre Vertreter im Plankton sind bis auf wenige räuberische Arten effektive Filtrierer mit einem hohen, größtenteils parthenogenetischen Vermehrungspotential. Bekannt und besonders wichtig sind die Daphnien (Wasserflöhe), die durch intensives Grazing, z.B. im Frühsommer, ein Klarwasserstadium auslösen können. Cladoceren, und insbesondere Daphnien, sind sehr empfindlich gegenüber gröbenselektivem Raubdruck durch Fische. Sie sind nur in geringem Maße fluchtfähig und besitzen wenige Abwehrmechanismen, weshalb die Größenstruktur einer Population die Intensität des Raubdrucks durch Fische gut widerspiegelt. Mit „Cladoceren“ sind in dieser Vorschrift stets die herbivoren Cladoceren gemeint, also ohne die großen, räuberischen Arten („Raubcladoceren“) *Leptodora kindti* und *Bythotrephes longimanus*.

### **Grazing**

(dt. „grasen“) Grazing beschreibt den Prozess der ausschließlich pflanzlichen Nahrungsaufnahme, d.h. auf das Zooplankton bezogen, die Ingestion von Phytoplankton.

### **Z/P-Verhältnis (Z/P)**

Der Quotient aus der Biomasse des Zooplanktons und der Biomasse des Phytoplanktons wird Z/P-Verhältnis genannt und beschreibt den Umsatz von Phytoplankton- in Zooplankton-Biomasse. In einer einfachen Abschätzung läßt sich durch Annahme einer spezifischen Ingestionsrate (z.B. 100 % der Zooplankton-Biomasse pro Tag) und Multiplikation mit der Zooplankton-Biomasse Z die potentiell vom Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse  $P_{\text{ing}}$  berechnen (s. Kapitel 6). Dadurch wird aus dem Z/P-Verhältnis ein  $P_{\text{ing}}/P$ -Verhältnis, das analog zur Community Grazingrate als Maß für die potentielle Grazing-Intensität des Zooplanktons auf das Phytoplankton verwendet werden kann (Jeppesen et al., 1997). Mit Z/P ist in dieser Vorschrift immer das Verhältnis der Gesamtgildenbiomassen von Zooplankton zu Phytoplankton gemeint.

### **Fressbare Phytoplankton-Biomasse ( $P_{ed}$ , $P_{ed_n}$ )**

Bei der fressbaren Phytoplankton-Biomasse im hier verwendeten Sinne handelt es sich immer um die mittlere, potentiell vom Zooplankton fressbare Phytoplankton-Biomasse, berechnet mithilfe von Futterqualitätsfaktoren und als gewichteter Mittelwert der Zooplankton-Gildenbiomasse. Gleiches gilt übertragen auf Teilgruppen des Zooplanktons, wie insbesondere die Cladoceren.

### **Relative Futterqualität**

Das Konzept der relativen Futterqualität bedeutet, dass der Futterqualitätsindex (FQI) sowohl von der Zusammensetzung des Phytoplanktons als auch von den Dominanzverhältnissen innerhalb des Zooplanktons am jeweiligen Termin abhängt, was sich durch die Berechnung von gewichteten Mittelwerten ausdrückt.

### **Gilden**

Da nur wenige Daten über die Fraßbeziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton auf Artebene vorliegen, werden beide zur Vereinfachung vor der Berechnung des Anteils der fressbaren Phytoplankton-Biomasse in funktionelle Gruppen (=Nahrungsgilden) eingeteilt und aggregiert (s. Tabelle 8 im Anhang A),

### **Futterqualitätsfaktoren (FQF)**

Die Futterqualitätsfaktoren sind eine Abschätzung aus der Literatur und Expertenwissen für die Interaktionsstärke (Grazing) zwischen spezifischen Phyto- und Zooplankton-Gilden. Sie haben Werte zwischen 0 und 1 mit einer Schrittweite von von 0,2 (Tabelle 9 im Anhang A).

### **Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix**

Die Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix verknüpft in einer Matrix die Zooplankton-Gilden mit den Phytoplankton-Gilden und ordnet den jeweiligen paarweisen Grazing-Interaktionen einen Futterqualitätsfaktor zu. Der Anteil des potentiell fressbaren Phytoplanktons errechnet sich durch Multiplikation mit der jeweiligen Phytoplankton-Gildenbiomasse.

### **Futterqualitätsindex (FQI), spezifische Futterqualitätsindizes (FQIn)**

Der Futterqualitätsindex beschreibt den prozentualen Anteil der fressbaren Phytoplankton-Biomasse ( $P_{ed}$ ) an der Gesamtgildenbiomasse des Phytoplanktons ( $P$ ). Er ist, wie  $P_{ed}$ , ein mithilfe der Zooplankton-Gildenbiomassen gewichteter Mittelwert und damit spezifisch für die aktuelle Zusammensetzung des Metazooplanktons. Die spezifischen Futterqualitätsindizes beschreiben analog zum FQI die relative Futterqualität, aber nur bezogen auf einzelne Zooplankton-Gilden bzw. Gildengruppen, wie z.B. der FQIC für die Cladoceren. Es wird also nur die für die spezifische Gilde(ngruppe) fressbare Phytoplankton-Biomasse in Relation zur gesamten Phytoplankton-Gildenbiomasse gesetzt. Im Falle von Gildengruppen wird ein mit dem

Anteil der einzelnen Gilden gewichteter Mittelwert gebildet. Die Werte werden auf 10 %-Genauigkeit gerundet und können 100 % nicht überschreiten.

### **Metazooplankton-Grazing-Index (MGI)**

Der Metazooplankton-Grazing-Index steht neben dem Futterqualitäts-Index im Zentrum dieses Verfahrens und beschreibt die potentielle Grazing-Stärke auf der Basis des fressbaren Phytoplanktons als Mittelwert gewichtet mit dem relativen Anteil der einzelnen Zooplankton-Gilden an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse. Er ist damit eine wichtige Vergleichsgröße zum Z/P-Verhältnis.

### **Partielle Metazooplankton-Grazing-Indizes (pMGI<sub>n</sub>)**

Am Grazing des Phytoplanktons haben die einzelnen Gilden des Metazooplanktons einen unterschiedlichen Anteil. Zeitweise können auch andere Gilden - außer den Cladoceren - einen erheblichen Beitrag dazu leisten. Dieser Beitrag zum MGI auf der Basis des über alle Zooplankton-Gilden gemittelten, fressbaren Phytoplanktons richtet sich nach dem Biomasseanteil der jeweiligen Gilde und kann im Gegensatz zu den spezifischen Grazing-Indizes einen Wert von 100 % nicht übersteigen. Die pMGI<sub>n</sub>-Werte repräsentieren also den Beitrag der jeweiligen Gilde(ngruppe) zum aktuellen MGI-Wert.

### **Spezifische Grazing-Indizes (nGI)**

Die spezifischen Grazing-Indizes beschreiben analog zum MGI die potentielle Grazing-Stärke aber auf der Basis des ausschließlich für einzelne Gilden bzw. Gildengruppen fressbaren Phytoplanktons ( $P_{ed_n}$ ), wie z.B. der CGI auf der Basis von  $P_{ed_{clad}}$  für die Cladoceren. Sie repräsentieren den „absoluten“ Fraßdruck dieser Gilde(ngruppe) auf ihre eigenen Nahrungsressourcen. Die spezifischen nGI können - wie der MGI - Werte weit über 100 % erreichen.

### **Effektklasse**

Die Effektklassen sind die klassifizierte Form der Grazing-Indizes auf der Basis einer logarithmischen Einteilung (s. Tabelle 4). Klassifiziert werden nur Z/P, MGI und die nGIs und die daraus berechneten „Diff CGI – Z/P“ und GES sowie die MCM-Werte (invers skaliert).

### **Differenz CGI - Z/P**

Die positive Differenz zwischen den klassifizierten Grazing-Indizes CGI und Z/P wird als Indikator für das Auftreten eines inversen Grazing-Effekts betrachtet (eine negative Differenz ergibt 0), wenn der Wert größer gleich 3 ist. Dann ist das spezifische Grazing-Potential der Cladoceren allein deutlich höher als das Potential der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse. Der Grund liegt hauptsächlich in der Bezugsgröße für das fressbare Phytoplankton, d.h. einer großen Differenz zwischen  $P_{ed}$  und  $P_{ed_{clad}}$ , wie sie typischerweise während extremer Dominanz nicht-fressbaren Phytoplanktons - vor allem Cyanobakterien - auftritt.

### **Grazing-Effektstärke (GES)**

Die Grazing-Effektstärke ist das zusammenfassende Ergebnis des PhytoLoss-Verfahrens. Sie ergibt sich als die höchste Effektklasse der beiden klassifizierten Grazing-Indizes Z/P bzw. MGI. Für die Interpretation heißt das, dass ein starker Grazing-Effekt auf das fressbare Phytoplankton genauso stark bewertet wird wie auf das gesamte Phytoplankton.

### **Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)**

Die mittlere Cladoceren-Masse (MCM) ist, obwohl streng genommen eine Masse, ein sehr einfach zu berechnender Größenindex und kann als Maß für den durch planktivore Fische ausgeübten Fraßdruck auf die Cladoceren verwendet werden (s. Jeppesen et al., 1997). Er wird berechnet aus dem Quotienten der mittleren Cladoceren-Biomasse und der mittleren Cladoceren-Abundanz. Im Gegensatz zu Jeppesen et. al (1997) wird hier nur die Cladoceren-Gildenbiomasse verwendet, also ohne Raubcladoceren. Der MCM wird auf der Basis von a) der Trockenmasse - wie in der Literatur - und b) des Biovolumens berechnet.

### **Raubcladoceren-Index**

Der Raubcladoceren-Index ist ein Maß für die Stärke der invertierten Prädation auf das Metazooplankton durch Raubcladoceren (vor allem *Leptodora* und *Bythotrephes*). Er wird als prozentualer Anteil an der Cladoceren-Biomasse angegeben.

## **4.7 Grundlagen des PhytoLoss-Verfahrens**

Die Grazing-Effektstärke, die mit dem hier vorgestellten Verfahren ermittelt werden kann, stellt eine Synthese aus zwei Grazing-Indizes (Z/P, MGI) dar. Dadurch wird als Bezugsgröße für das Grazing-Potential neben der gesamten Phytoplankton-Biomasse auch zusätzlich der fressbare Anteil des Phytoplanktons verwendet. Das erlaubt eine insgesamt differenziertere Interpretation des Faktors Grazing für die Phytoplankton-Entwicklung besonders im eutrophen Bereich.

Als Ausgangspunkt für die Ermittlung der Grazing-Effektstärke wurde das von Jeppesen et al. (1997) verwendete Zooplankton/Phytoplankton-Biomasseverhältnis (hier: Z/P (Jepp) in Tabelle 10) als Maß für den potentiellen Fraßdruck auf das Phytoplankton gewählt. Mithilfe dieses einfachen Ansatzes kann man auf der Basis von Monitoringdaten durch Multiplikation der Zooplankton-Biomasse mit einer spezifischen Ingestionsrate die potentiell vom Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse ( $P_{ing}$ ) berechnen. Dieser Wert in Relation zur aktuellen gesamten Phytoplankton-Biomasse gesetzt entspricht einer Abschätzung der Community Grazingrate des Zooplanktons mit der Maßeinheit %-eliminierte Phytoplankton-Biomasse pro Tag (s. Gleichung (1)). Bei Jeppesen et al. (1997) wird für Cladoceren pauschal eine spezifische Ingestionsrate von 100 % der eigenen Körpermasse pro Tag und für Copepoden von 50 % pro Tag angenommen.

Es werden aber weder Rotatorien als Konsumenten berücksichtigt, noch die saisonal sehr stark variierende Fressbarkeit des Phytoplanktons für die unterschiedlichen Konsumentengruppen. Ein weiteres, statistisches Problem ist, dass das Z/P-Verhältnis nicht wieder direkt mit der gesamten Phytoplankton-Biomasse P korreliert werden kann, da es sonst zu einer Scheinkorrelation kommt, was die Jeppesen et al. (1997) durch den Bezug auf den Gesamt-Phosphor (TP) umgehen.

Zusammenfassend unterscheidet sich der hier gewählte Ansatz von Jeppesen et al. (1997) in mehreren Punkten:

1. Alle Gruppen des Metazooplankton werden berücksichtigt, auch die Rotatorien, die in hocheutrophen Gewässern mit starkem Fischfraßdruck oder bei abiotischem Stress einen hohen Anteil an der Zooplankton-Biomasse ausbilden können.
2. Grundlage für die Berechnungen sind Nahrungsgilden, wodurch sich beim Metazooplankton besonders im Sommer ein Unterschied zwischen der gesamten Biomasse und der summierten Gildenbiomasse ergibt, weil die carnivoren Raubcladoceren nicht in den Grazing-Index eingehen
3. Als zusätzliche Bezugsgröße dient neben dem gesamten Phytoplankton, die fressbare Fraktion des Phytoplanktons ( $P_{ed}$ ). Durch diesen Perspektivwechsel auf die Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion läßt sich eine „relative Futterqualität“ definieren.
4. Durch die Unterscheidung von „fressbar“ und „nicht-fressbar“ kann für den fressbaren Anteil des Phytoplanktons pauschal für das jeweilige Zooplankton eine spezifische Ingestionsrate von 100 % Körpermasse pro Tag ( $I_{spez} = 1 \mu\text{g}$  Phytoplankton-Trockenmasse pro  $\mu\text{g}$  Zooplankton-Trockenmasse) angenommen werden.

Das PhytoLoss-Verfahren ist als Erweiterung zu verstehen, denn das Z/P-Verhältnis bleibt weiterhin Ausgangspunkt und wichtige Vergleichsgröße für die Abschätzung des Grazing-Effekts auf das Phytoplankton, da es sich auf die gesamte Phytoplankton-(Gilden-)Biomasse bezieht. Mithilfe der PhytoLoss-Indizes, die sich nur auf die fressbare Phytoplankton-Biomasse beziehen, kann auch ein Grazing-Effekt erfasst werden, der sich nicht (sofort) in einer Abnahme der gesamten Phytoplankton-Biomasse äußert. Die Synthese aus beiden Verfahren wird durch die Bestimmung der klassifizierten Grazing-Effektstärke (GES) erreicht.

Durch den ergänzenden Bezug auf die fressbare Phytoplankton-Biomasse lassen sich insbesondere zwei Aspekte der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion separat erfassen: a) die *relative Futterqualität* mit dem Futterqualitäts-Index (FQI), der Phasen einer potentiellen Nahrungslimitation des Zooplankton-Wachstums erkennbar macht und b) der Fraßdruck auf die fressbare Fraktion des Phyto-

planktons mit dem *Metazooplankton-Grazing-Index* (MGI) in Anlehnung an das Z/P-Verhältnis.

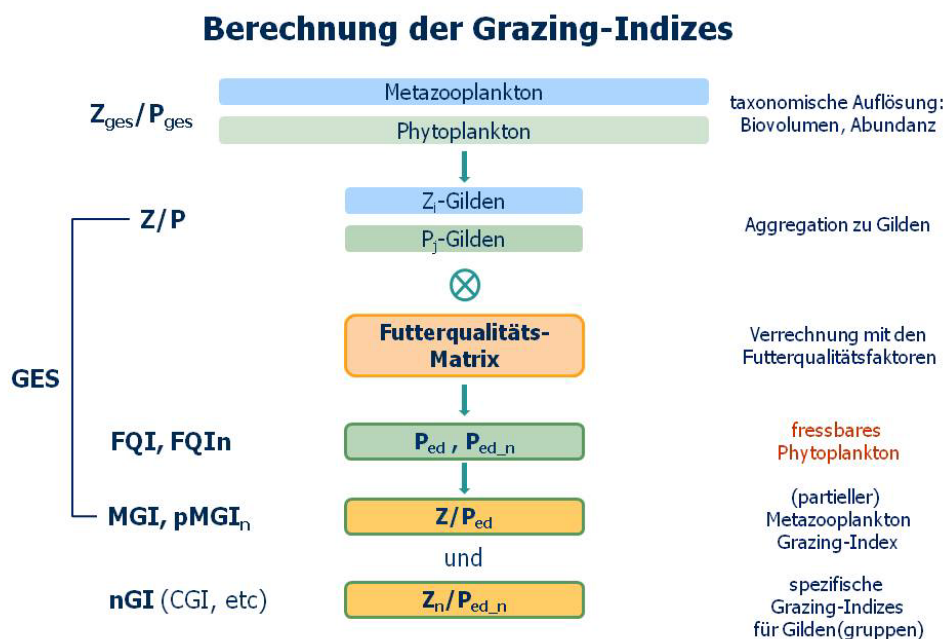
Eine geringe Futterqualität äußert sich kurzfristig sowohl in einer geringen Konzentration der fressbaren Phytoplankton-Biomasse als auch durch eine Störung/Behinderung der Nahrungsaufnahme (durch Zellgröße, Koloniebildung, Gallertenbildung), durch eine schlechte Verdaubarkeit (z.B. durch dicke Zellwände) oder einen geringen Nahrungswert (C- und P-Gehalt, Fettsäurezusammensetzung) der ingestierten Algen, wodurch sich die physiologischen „Kosten“ der Nahrungsaufnahme erhöhen (z.B. Lampert, 1987). Der letztgenannte Aspekt, der sich - genauso wie die Bildung von Algentoxinen - nicht in der Taxonomie des Phytoplankton abbildet, sondern sich aus speziellen Umweltbedingungen ergibt (z.B. Nährstofflimitation) kann bisher nicht im PhytoLoss-Verfahren berücksichtigt werden.

Bei länger anhaltender geringer Futterqualität und -menge kommt es mit zeitlicher Verzögerung zu einer Nahrungslimitation des Zooplankton-Wachstums, die, u.a. durch eine stark verminderte Eiproduktion, zum Zusammenbruch einer Population führen kann. Lampert (1978) gibt die von Daphnien minimal zur Eiproduktion benötigte Futtergrenzkonzentration mit 0,2 mg/l Kohlenstoff (entspricht ca. 0,4 mg/l Trockenmasse) an. Da ähnliche Schwellenwerte je nach Größe, Art und Modus der Nahrungsaufnahme unterschiedlich sind, ist die Nahrungslimitation ein Teil der ständigen Wechselwirkungen im Sommer zwischen Zooplankton-Grazing - Fraßresistenz des Phytoplanktons - Nahrungslimitation von Teilen des Zooplanktons - Veränderung der Zooplankton-Zusammensetzung - Veränderung des Zooplankton-Grazing - usw.

Aktuelle oder zurück liegende Einzelwerte der Nahrungsmenge oder Futterqualitätsindizes lassen allerdings bei monatlicher Probenahme, wie im Gewässermonitoring üblich, noch keine Rückschlüsse auf die Bedeutung der Nahrungslimitation für die Zooplankton-Entwicklung insgesamt zu. Dafür sind stabile Verhältnisse über einen längeren Zeitraum, wie z.B. in den Sommermonaten, besser geeignet. Zusätzlich wäre eine Analyse der Reproduktionsparameter des Zooplanktons (Gelegegröße, etc.) im Vergleich zum FQI/FQIC prinzipiell sehr wünschenswert. Im Normalfall ist das im Rahmen des Gewässermonitorings bisher aber nur eingeschränkt möglich, da die Kosten für den erforderlichen Mehraufwand durch eine höhere Probenahmefrequenz und/oder durch einen erhöhten Zeitbedarf bei der Zooplankton-Analyse nicht in Rechnung gestellt werden können. Es wird empfohlen, zumindest für die dominante *Daphnia*-Art routinemäßig z.B. die mittlere Gelegegröße mit wenig Aufwand als Reproduktionsparameter zu erfassen (s. Kapitel 2.3.4).

Die Berechnung der fressbaren Phytoplankton-Biomasse ist in Abbildung 1 schematisch dargestellt. In einem ersten Schritt werden die Zoo- und Phytoplankton-Biomasse nach ihrer taxonomischen Zusammensetzung verschiedenen

funktionellen Gruppen - sogenannten Nahrungsgilden - zugeordnet (s. Tabelle 8 im Anhang A). Dabei spielen beim Zooplankton Ähnlichkeiten der Nahrungsaufnahmemodi (z.B. Feinfiltrierer) und der Selektivität eine wichtige Rolle (Nahrungsgilden), während beim Phytoplankton die Mechanismen zur Steigerung der Fraßresistenz im Vordergrund stehen (Fressbarkeitsklassen, s.a. Salmaso & Padisák (2007)). Die vereinfachende Aggregation zu Gilden ist einem feinskaligeren Ansatz auf Gattungs- oder Artebene (z.B. Schumpelick-Deuschel, 1995) vorzuziehen, da für das Anwendungsgebiet dieser Vorschrift zu wenige Taxa experimentell untersucht wurden und angesichts der bekannt hohen Variabilität der Grazing-Raten *in situ* nur eine falsche Genauigkeit der Ergebnisse des PhytoLoss-Verfahrens vorgetäuscht würde.



**Abbildung 1: Berechnungsschema für die PhytoLoss-Grazing-Indizes. Erläuterung s. Text.**

Mit der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix (s. Tabelle 9 im Anhang A) wird für jede mögliche paarweise Kombination einer Zooplankton-Gilde mit einer Phytoplankton-Gilde mithilfe von fixen Futterqualitätsfaktoren (FQF) durch Multiplikation mit der Biomasse der jeweiligen Phytoplankton-Gilde die potentiell fressbare Phytoplankton-Gildenbiomasse berechnet (s. Gleichung (2)). Durch zeilenweise Addition ergibt sich daraus für jede einzelne Zooplankton-Gilde die potentiell fressbare Phytoplankton-Biomasse.

Die festgelegten Futterqualitätsfaktoren sind eine Abschätzung aus der Literatur und Expertenwissen für die relative Interaktionsstärke zwischen spezifischen Zoo- und Phytoplankton-Gilden. Sie beruhen beim Phytoplankton auf Angaben zur Ingestierbarkeit (hpts. nach Größe und Form) und dem Nährwert (Verdaubarkeit

(z.B. Schalendicke)) diverser Taxa sowie weiterhin auf dem Anteil des Phytoplanktons am gesamten Nahrungsspektrum („herbivor“ im Verhältnis zu „carnivor“ und/oder „detritivor/bacterivor“) für die jeweilige Zooplankton-Gilde. Die Ergebnisse der dafür durchgeführten Literaturrecherche werden im Anhang A dokumentiert. Für die Futterqualitätsfaktoren wurde eine Skalierung im Bereich von 0,0 bis 1,0 in Schritten von 0,2 Einheiten als ausreichend genau erachtet. Ein Faktor von 1,0 repräsentiert „100 %ige Fressbarkeit“ (maximale Interaktionsstärke), während 0,0 „unfressbar“ (keine Interaktion) bedeutet.

Aus der für jede Zooplankton-Gilde potentiell fressbaren Phytoplankton-Biomasse kann mit den Formeln in Tabelle 3 der gildenspezifische Futterqualitäts-Index ( $FQI_i$ ) als Anteil an der gesamten Phytoplankton-Biomasse ( $P_{ed_i}/P$  in Prozent) und der gildenspezifische Metazooplankton-Grazing-Index als Quotient der Zooplankton-Gildenbiomasse und der fressbaren Phytoplankton-Gildenbiomasse ( $Z_i/P_{ed_i}$  jeweils in Prozent) berechnet werden. Dabei steht die jeweilige Zooplankton-Gildenbiomasse, wie beim  $Z/P$ -Verhältnis, für eine Abschätzung der von dieser Zooplankton-Gilde täglich ingestierten (fressbaren) Phytoplankton-Biomasse. Die mittleren Indexwerte für das gesamte (Gilden-)Zooplankton ( $FQI$ ,  $MGI$ ) werden als gewichtetes Mittel mit den entsprechenden Zooplankton-Gildenbiomassen berechnet (s. Formeln (3) und (4) in Tabelle 3).

Der so errechnete  $FQI$ -Wert repräsentiert die relative Futterqualität des Phytoplanktons für das Zooplankton an einem speziellen Probenort und -ort. Er ist damit nicht nur von der Zusammensetzung des Phytoplanktons, sondern ebenso von den Dominanzverhältnissen innerhalb des Zooplanktons abhängig. Denn gut fressbare Phytoplankton-Biomasse bewirkt nur dann auch einen hohen  $FQI$ -Wert, wenn die entsprechenden Zooplankton-Gilden auch tatsächlich ausreichend präsent sind.

#### 4.7.1 Gildenspezifische Grazing-Indizes

Am Metazooplankton-Grazing haben alle herbivoren Arten Anteil, nicht nur die bisher besonders hervorgehobene Gruppe der Cladoceren. Es hat sich gezeigt, dass unter bestimmten Bedingungen immer wieder auch andere Gildengruppen, wie die Rotatorien (4a, 4b, 4c, 4d), Calanoiden (2a) und Cyclopoiden (3a, 3c, 3d) (Angaben in Klammern s. Zoo-Gilden in Tabelle 8) ein hohes Grazing-Potential aufweisen können. Deswegen wurde das Phytoloss-Verfahren so erweitert, dass für die genannten Zooplankton-Gildengruppen automatisch alle spezifischen Indizes ( $P_{ed_n}$ ,  $FQIn$ ,  $pMGI_n$ ,  $nGI$ ) ausgegeben werden. Bei den beiden Copepoden-Gilden(gruppen) fehlen die Nauplius-Stadien, da sie in einer eigenen Gilde zusammengefasst werden. Aus den Gilden 2a bis 3d kann auch die Gildengruppe der Copepoden gebildet werden. Im Mittelpunkt stehen aber immer noch die Cladoceren als besonders effektive Filtrierer und Fischnahrung.

Weiterhin muss sich zeigen, ob sich die zusätzliche Aufgliederung in zwei unterschiedliche gilden-spezifische Grazing-Indizes bewähren wird. Die „partiellen



MGI“ ( $pMGI_n$ ) beruhen, wie der MGI auf der im Mittel für alle präsenten Zooplankton-Gilden fressbaren Phytoplankton-Biomasse (=  $P_{ed}$ ), während sich die spezifischen Grazing-Indizes ( $nGI$ , z.B. CGI) ausschließlich auf die nur für die jeweilige Gilde(ngruppe) fressbare Phytoplankton-Biomasse (=  $P_{ed_n}$ ) beziehen. Die partiellen MGI können direkt mit dem Anteil der gleichen Gruppe an der Zooplankton-Biomasse verglichen werden (s. Kapitel 6.2, Zooplankton-Steckbrief). Es zeigt sich dadurch, ob eine Gruppe wg. Besonderheiten in der Futterqualität einen überrepräsentativen Anteil am gemeinsamen Grazing-Potential hat. Von größerer Bedeutung sind allerdings die spezifischen Grazing-Indizes, wie z.B. der CGI, die unabhängig vom MGI hohe Werte annehmen können.

Mit den spezifischen Indizes kann jetzt leichter ermittelt werden, welche Zooplankter gute Wachstumsbedingungen vorfinden oder im Gegenteil von starker Nahrungslimitation betroffen sind und welche am meisten zum Metazooplankton-Grazing beitragen.

#### **4.7.2 Grazing-Effektstärke und inverse Grazing-Effekte**

Da die klassifizierten Grazing-Indizes Z/P und MGI oftmals abweichende Effektklassen anzeigen, wird als Synthese die Grazing-Effektstärke (GES) definiert, die jeweils die höchste Klasse der zwei Indizes annimmt. Die Grazing-Effektstärke repräsentiert das Endergebnis dieses Verfahrens und entspricht in den meisten Fällen dem MGI-Wert. Zur Basisgröße für die Beurteilung der potentiellen Stärke des Grazing-Effekts wird damit (in eutrophen Gewässern) de facto die fressbare Phytoplankton-Biomasse und nicht mehr das gesamte Phytoplankton. Mit der GES-Definition wird auch dann ein starker Grazing-Effekt postuliert, wenn die gesamte Phytoplankton-Biomasse konstant hoch bleibt oder sogar zu nimmt. Ein Grazing-Effekt kann also nicht nur durch eine Abnahme der Phytoplankton-Biomasse insgesamt deutlich werden, sondern es reicht dafür auch eine starke Abnahme der fressbaren Fraktion im Schatten stark wachsender, dominanter, nicht-fressbarer Phytoplankton-Taxa. Diese Merkmale kennzeichnen zugleich einen entkoppelten Systemzustand, der hier als inverser Grazing-Effekt bezeichnet wird. Dafür wurde ein Extra-Index geschaffen, die positive Differenz zwischen CGI und Z/P, der ab einer Differenz von 3 Effektklassen eine Warnung ausgibt. Dieser Schwellenwert wurde bewußt hoch angesetzt. Das gleiche Phänomen kann aber sicher auch schon bei geringeren Unterschieden beobachtet werden.

Beim inversen Grazing-Effekt ist das spezifische Grazing-Potential der Cladoceren (CGI) allein deutlich höher als das Potential des gesamten Zooplanktons. Der Grund liegt im Bezug auf das (für Cladoceren) fressbare Phytoplankton, d.h. einer sehr großen Differenz zwischen dem gesamten Phytoplankton und  $P_{ed\_clad}$ , z.B. während einer Blaualgenblüte. Starkes Grazing unter den beschriebenen Bedingungen führt nur bei den gut fressbaren Konkurrenten der dominanten Cyanobakterien zu hohen Verlusten und kann so indirekt zur Stabilisierung eines degradierten Systemzustands beitragen. Dabei spielen dann auch die Freisetzung

von Nährstoffen durch das Grazing des Zooplanktons und veränderte Sedimentationsprozesse eine Rolle. Erfahrungsgemäß sind diese Zustände aber nicht über längere Zeit stabil. Das hängt stark von der Größenstruktur des Zooplanktons ab, also im Wesentlichen dem Prädationsdruck durch Fische. Zur Abschätzung dieses Aspektes kann der MCM als Indikator verwendet werden.

#### **4.7.3 Biomasse-Parameter im PhytoLoss-Verfahren**

Traditionell unterscheiden sich die verwendeten Biomasseparameter bei Phyto- und Zooplankton in der wissenschaftlichen Literatur. Während fürs Phytoplankton und die Rädertiere (Rotatoria) das Biovolumen (BV) mithilfe von Volumenformeln bestimmt wird, wird bei den restlichen Zooplanktongruppen die Trockenmasse (TM) durch z.B. Körperlängen-Trockenmasse-Regressionen berechnet (s. Kapitel 2.3.6). Als vereinheitlichter Biomasseparameter wird im PhytoLoss-Verfahren das Biovolumen verwendet, da Umrechnungsfaktoren von BV in TM schlecht dokumentiert und stark schwankend sind. Beim Zooplankton wurden die Daten zur Entwicklung des Verfahrens, falls nicht beide Parameter parallel zur Verfügung standen, mit einem Faktor von 10 in Biovolumen (über die Frischmasse (FM) mit einem Faktor  $BV/FM=1$ ) umgerechnet. Generell gibt es zur Umrechnung aber keinen Standard. Deswegen wird auf dem Arbeitsblatt „PL\_TM\_BV\_ratio\_gewMittel“ der PhytoLoss-Exportdatei der Parameter `TM/BV_ratio%_gewMittel` ausgegeben. Er stellt den mittleren Anteil der Trockenmasse am Biovolumen bzw. der Frischmasse für das Zooplankton an einem Untersuchungstermin dar, gewichtet mit dem Anteil der einzelnen Taxa an der Gesamtbiomasse. Hiermit kann wegen der unterschiedlichen Herkunft der Daten und der fehlenden Standards der von den Bearbeitern aktuell verwendete Umrechnungsfaktor kontrolliert werden.

#### **4.7.4 Mittlere Cladoceren-Masse und Raubcladoceren-Index**

Als weiterer Vergleichsparameter wird routinemäßig ein einfacher Größenindex, die mittlere Cladoceren-Masse (MCM), zur Einschätzung des Fraßdrucks durch planktivore Fische verwendet. Ein Vergleich der Wachstumsvoraussetzungen für Cladoceren (Temperatur, FQIC) mit ihrer tatsächlichen Biomasse und dem MCM kann z.B. aufzeigen, ob es wahrscheinlich ist, dass im Falle einer guten Futterqualität, das Ausbleiben eines entsprechenden starken Wachstums der Cladoceren durch starken Fischfraßdruck verhindert wurde. Der MCM als Maß für die Prädationsstärke der größenselektiv jagenden planktivoren Fische kann auch als Kontroll- und Zielwert in der Fischbewirtschaftung verwendet werden. Einschränkend bleibt allerdings anzumerken, dass der MCM auch auf starke demographische Veränderungen im Cladoceren-Plankton reagiert, die nichts mit Prädation zu tun haben. Besonders im Frühjahr in eutrophen Seen, während starker, weitgehend synchronisierter Populationsentwicklungen, die zu einem sehr hohen

Anteil juveniler Tiere führen, ergeben sich ebenfalls niedrige MCM-Werte, die nicht auf Fischfraß zurückzuführen sind.

Da der MCM hauptsächlich auf gröbenselektive, vertebrierte Räuber (Fische) reagiert, wurde er im PhytoLoss-Verfahren so modifiziert, dass dieser Effekt noch verstärkt wird und sich gleichzeitig ein zusätzlicher Index für den Raubdruck durch invertierte Räuber ergibt. Dazu wird der MCM nur auf der Basis der herbivoren Cladoceren-Biomasse, d.h. ohne die carnivoren Raubcladoceren (*Leptodora*, *Bythotrephes*), berechnet. Deren Anteil an der gesamten Cladoceren-Biomasse in Prozent dient dann als „Raubcladoceren-Index“ und soll den Fraßdruck durch invertierte Räuber repräsentieren. Er kann in den Sommermonaten gelegentlich Werte weit über 50 % annehmen.

Die Basis für den MCM in „ $\mu\text{g}$  pro Individuum“ ist in der Literatur (z.B. Jeppesen et al., 1997) die Trockenmasse der Cladoceren. Wegen der Auswahl des Biovolumens als einheitlicher Parameter im PhytoLoss-Verfahren wird der MCM in verschiedenen Varianten berechnet und in der Exportdatei ausgegeben. Das gilt auch für die klassifizierte Indexwerte. Die verwendeten Klassengrenzen sind in Tabelle 4 angegeben. Zu beachten ist hier, dass die Skalierung der Effektklassen des MCM invers erfolgt, da ein starker Effekt bei niedrigen Indexwerten gegeben ist. Umgekehrt bedeutet eine niedrige Effektklasse, dass der absolute MCM-Wert hoch ist, also die Prädationsstärke gering. Im Einzelfall kann sich wg. der verwendeten Biomasse-Umrechnungsfaktoren der Bearbeiter nach der Klassifizierung eine unterschiedliche Einstufung ergeben. Das läßt sich anhand der Ausgabe in der Exportdatei nachvollziehen und ist der Grund, warum sowohl die Biomasse-Umrechnungsfaktoren nachgerechnet wurden als auch alle MCM-Varianten dokumentiert werden.

Aus den vorherigen Ausführungen ergeben sich jetzt folgende vier MCM-Varianten mit unterschiedlicher Berechnungsbasis jeweils in der Form als Absolutwert, Effektklasse und verbale Kategorisierung, die zusammen auf dem Arbeitsblatt „PL\_MCM\_RClad\_Zsfsg\_TM\_BV“ der Exportdatei ausgegeben werden:

1. Gesamt-Cladoceren-Trockenmasse
2. Gilden-Cladoceren-Trockenmasse (ohne Raubcladoceren)
3. Gesamt-Cladoceren-Biovolumen
4. Gilden-Cladoceren-Biovolumen (ohne Raubcladoceren).

Den Literaturwerten entspricht Variante 1, im PhytoLoss-Verfahren verwendet wird Variante 2, wg. der oben genannten Vorteile.

#### **4.8 Störungen**

Die Indizes zeigen allgemein eine Empfindlichkeit gegenüber extremen abiotischen Lebensbedingungen, wie sie z.B. in sauren Tageauseen oder zeitweise auch in hypertrophen Seen herrschen, charakterisiert durch stark verkürzte Nahrungsketten

und eine geringe Diversität. Dies äußert sich in Extremwerten der einzelnen Rohindizes, die sowohl im oberen als auch im unteren Bereich liegen können. Zu einer Störung des Verfahrens kommt es, wenn die Absolutwerte des MGI und/oder CGI rechnerisch sehr hohe Werte annehmen, weil der Nenner des Quotienten, also die fressbare Phytoplankton-Biomasse, sehr klein oder sogar Nahe Null ist, z.B. bei extremer Dominanz von Cyanobakterien oder Panzerflagellaten (z.B. *Ceratium*). Deswegen können generell die Rohwerte beider Grazing-Indizes auch nur unter bestimmten Umständen zur Abschätzung einer realen Community Grazingrate (als Verlustrate in %/Tag) verwendet werden. Der unkritische Gebrauch zur Verlustberechnung durch Zooplankton-Grazing wird nicht empfohlen. Um diese Störung zu kompensieren, wurde für die Indikation der Grazing-Effektstärke eine Klassifizierung der Rohwerte durchgeführt. Die Interpretation der Phytoplankton-Daten sollte generell auf der Basis der klassifizierten Indizes erfolgen (s. Kapitel 4.9.4).

## **4.9 Berechnung der Indizes**

### **4.9.1 Eingangsdaten**

Die Eingangsdaten für das Phytoplankton entsprechen den Anforderungen an die Daten zum Import in die PhytoSee-Datenbank der LAWA (Mischke et al., 2008). Mithilfe der PhytoSee-Datenbank wird das Biovolumen des Phytoplanktons nach ihrer Zugehörigkeit zu den 12 Gilden gemäß Tabelle 8 in Anhang A aggregiert und zur Berechnung an das PhytoLoss-Modul mit der Abfrage „Zoo\_morpho\_GILDEN\_Phyto\_export“ übergeben. Für die Zooplankton-Daten gibt es bisher keine ähnlich verbindlichen Standards, deshalb werden im Rahmen des PhytoLoss-Verfahrens standardisierte Datenübergabeformate verwendet (s. Kapitel 5.1), die die Pflichtdaten und deren Formate eindeutig festlegen.

### **4.9.2 Mathematische Ableitung der Indizes**

Die Berechnung der Indizes beruht auf den Biomassen der Zoo- und Phytoplankton-Gilden, die dazu in der gleichen Maßeinheit (Trockenmasse oder Biovolumen) vorliegen müssen. Sollte eine Umrechnung erforderlich sein, sind die dafür notwendigen Umrechnungsfaktoren zusammen mit den Ergebnissen zu dokumentieren. Die in Tabelle 3 aufgeführten Formeln (1) bis (4) dienen der Berechnung der wichtigsten Grazing-Parameter, wie sie in Kapitel 3 dargestellt werden. Die Berechnungen für die spezifischen FQIn und nGI erfolgen jeweils analog zum FQI bzw. MGI nur beschränkt auf die spezifischen Gilden.

Der Teilbeitrag jeder Gildengruppe zum MGI auf der Basis des fressbaren Phytoplanktons heißt partieller  $MGI_n$ . Für die Gildengruppen Rotatorien (4a, 4b, 4c, 4d), Calanoiden (2a, also ohne Nauplien) und Cyclopoiden (3a, 3c, 3d ohne Nauplien; s. Zoo-Gilden in Tabelle 8 im Anhang A) werden sie als Prozentanteile am MGI anhand der aktuellen Zusammensetzung und dem Anteil am Biovolumen

des gesamten Zooplanktons berechnet. Die Summe aller Prozentanteile der partiellen MGI beträgt maximal 100 %.

**Tabelle 3 Definition und Berechnung der verschiedenen Grazing-Indizes**

$$Z/P = \frac{P_{ing} \cdot 100}{P} \quad (1)$$

mit  $P_{ing} = Z \cdot I_{spez}$  und  $I_{spez} = 1$

$$P_{ed} = \frac{\sum_{i=1}^n (Z_i \cdot P_{edi})}{Z} \quad \text{und} \quad (2)$$

$$FQI = \frac{\sum_{i=1}^n (Z_i \cdot FQI_i)}{Z} \quad (3)$$

mit  $FQI_i = \frac{P_{edi} \cdot 100}{P}$  und

mit  $P_{edi} = \sum_{j=1}^k P_{edij}$  und

mit  $P_{edij} = P_j \cdot FQF_{ij}$

$$MGI = \frac{\sum_{i=1}^n (Z_i \cdot MGI_i)}{Z} \quad (4)$$

mit  $MGI_i = \frac{Z_i \cdot 100}{P_{edi}}$

<b>Abk</b>	<b>Erläuterung</b>
Z	Zooplankton-Gildenbiomasse
Z <sub>i</sub>	Biomasse der Zooplankton-Gilde <i>i</i>
P	Phytoplankton-Gildenbiomasse
P <sub>ing</sub>	vom Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse
I <sub>spez</sub>	spezifische Ingestionsrate in % der eigenen Körpermasse pro Tag
P <sub>j</sub>	Biomasse der Phytoplankton-Gilde <i>j</i>
Z/P	Z/P-Verhältnis
P <sub>ed</sub>	fressbare Phytoplankton-Biomasse
P <sub>edi</sub>	P <sub>edi</sub> Summe der fressbaren Phytoplankton-Biomasse für die Zooplankton-Gilde <i>i</i>
P <sub>edij</sub>	P <sub>edij</sub> fressbare Biomasse der Phytoplankton-Gilde <i>j</i> für die Zooplankton-Gilde <i>i</i>
FQI	Futterqualitätsindex
FQI <sub>i</sub>	Futterqualitätsindex für die Zooplankton-Gilde <i>i</i>
FQF <sub>ij</sub>	fixer Futterqualitätsfaktor der Zelle <i>ij</i> der Interaktionsmatrix
MGI	Metazooplankton-Grazing-Index
MGI <sub>i</sub>	spezifischer Grazing-Index für die Zooplankton-Gilde <i>i</i> , (neu: nGI)

### 4.9.3 Sommermittel und Einzelwerte

Die Betrachtung von Einzelwerten und/oder Mittelwerten der Indizes richtet sich nach der Fragestellung und der Qualität des Datenmaterials. Die im Gewässermonitoring üblichen monatlichen Probenahmeabstände im Vergleich zu den kurzen Generationszeiten von Rotatorien und Cladoceren ermöglichen keine genaue Abbildung der Populationsentwicklungen, d.h. wenige monatliche Einzelwerte repräsentieren zu bestimmten Zeiten, besonders im Frühling und Frühsommer, z.T. ganze Phasen. Insbesondere Termine im April und Mai/Juni stehen oft stellvertretend für die Frühjahrsalgenblüte bzw. das Klarwasserstadium. Im PhytoLoss-Verfahren werden vorrangig Sommermittelwerte der Grazing-Indizes sowie des MCM verwendet, weil sich in diesem Zeitraum das pelagische Nahrungsnetz voll entwickelt hat und gleichzeitig die größten Probleme in der Gewässerqualität auftreten. Hier spielt der möglicherweise starke indirekte Einfluss der planktivoren Fische auf das Zooplankton-Grazing eine wichtige Rolle. Sommermittelwerte mit mindestens 2 - im allgemeinen aber 3 - Werten im Zeitraum Juli–September bieten sich für die interannuelle Betrachtung an, da die Zusammensetzung des Zooplanktons dann über einen längeren Zeitraum relativ stabil ist. Extremsituationen des Zooplankton-Grazing, wie während des Frühjahrsklarwasserstadiums, können dagegen nicht zuverlässig erfasst werden. Um in den meisten Seenjahren 3 Untersuchungstermine im Sommer berücksichtigen zu können, werden im PhytoLoss-Verfahren alle Ergebnisse im Zeitraum vom 24. Juni bis 7. Oktober gemittelt.

### 4.9.4 Skalierung der berechneten Indexwerte

Die berechneten Rohwerte der Indizes sind die Basis zur Berechnung der Sommermittelwerte. Um Artefakten bei der Berechnung entgegen zu wirken, wie sie durch die Verwendung eines nicht-linearen mathematischen Verfahrens (Quotienten) z.T. entstehen können, werden die Indizes in einem weiteren Schritt gerundet oder klassifiziert. Dadurch soll auch die Interpretation durch einen besseren Vergleich der Indizes erleichtert werden. Beim FQI und den FQIn werden die Prozentwerte auf die 10er Stelle gerundet, woraus sich als Ergebnis eine 10er-Skalierung von 0 bis 100 % ergibt. Alle anderen Indizes werden nach dem Schema in Tabelle 4 in Effektklassen eingeteilt. Die Klassifizierung ist wegen des großen Wertebereichs 7-stufig logarithmisch, dem entspricht zur weiteren Vereinfachung eine nur 5-stufige sprachliche Beschreibung, die die Werte unterhalb von Klasse 3 und oberhalb von Klasse 5 nicht weiter differenziert. Die Bildung von Mittelwerten findet immer vor Rundung bzw. Klassifizierung statt. Sowohl die Rohwerte als auch die gerundeten bzw. klassifizierten Werte werden in der PhytoLoss-Exportdatei zur Verfügung gestellt.

Zum direkten Vergleich mit den anderen klassifizierten Effektgrößen wurde die mittlere Cladoceren-Masse (MCM) invers klassifiziert, denn eine geringe Körpermasse symbolisiert einen starken Prädationseinfluss (Effekt). Deshalb entspricht

z.B. die höchste Stufe 7 einer mittleren Cladoceren-Trockenmasse von  $\leq 0,75 \mu\text{g}/\text{Ind}$  (Tabelle 4).

**Tabelle 4: Klassifizierungsschema für die Grazing-Indizes und den MCM (in  $\mu\text{g}/\text{Ind}$  Trockenmasse und  $\text{mm}^3/\text{l}$  Biovolumen) für die Einteilung der Rohindexwerte in 7 Effektklassen. Die verbale Beschreibung umfasst nur 5 Effekte. Die MCM wurde invers skaliert**

Effekt- klasse	Grazing-Indizes		MCM		
	%	Ausprägung	$\text{mm}^3/\text{Ind}$	$\mu\text{g}/\text{Ind}$	Ausprägung
1	$\leq 20$	gering	$> 0,24$	$> 24,0$	gering
2	21 - $\leq 40$	gering	0,12 - $\leq 0,24$	12,0 - $\leq 24,0$	gering
3	41 - $\leq 80$	schwach	0,06 - $\leq 0,12$	6,0 - $\leq 12,0$	schwach
4	81 - $\leq 160$	mittel	0,03 - $\leq 0,06$	3,0 - $\leq 6,0$	mittel
5	161 - $\leq 320$	stark	0,015 - $\leq 0,03$	1,5 - $\leq 3,0$	stark
6	321 - $\leq 640$	sehr stark	0,0075 - $\leq 0,015$	0,75 - $\leq 1,5$	sehr stark
7	$> 640$	sehr stark	$\leq 0,0075$	$\leq 0,75$	sehr stark

## 5 Anleitung zum PhytoLoss-Modul

Das PhytoLoss-Modul ist eine MS ACCESS Datenbank, erstellt mit MS Access 2007. Die Datenbank wird bisher nur als 32 Bit-Version zur Verfügung gestellt. Eine einwandfreie Funktion auf 64 Bit-Systemen kann (bisher) nicht gewährleistet werden.

### 5.1 Datenübergabeformate

Zur ökologischen Seebewertung gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden Phytoplankton- und Metazooplankton-Daten in enger Verbindung mit dem Programm PhytoSee (ab Version 6.0; Aug 2014) und dem PhytoLoss-Modul verarbeitet. Für die Verwendung des PhytoLoss-Moduls ist eine datenbankgerechte Formatierung der Ergebnisse der Zooplankton-Analyse eine wichtige Voraussetzung, um den reibungslosen Import der Zooplankton-Daten zu garantieren. Im Mittelpunkt stehen dabei sowohl die Anforderungen an den Umfang an Daten, die für die Berechnung der Indizes notwendig sind, als auch an das Format selbst. Deshalb ist die Formatvorlage für die Eingabe der Zooplankton-Daten in das PhytoLoss-Modul eine mitgeltende Unterlage des Verfahrens. Die einzuhaltenden Standards sind in der Excel-Datei

**Zooplankton\_Datenuebergabeformate\_V1\_1.xls** (oder einer späteren Version) enthalten.

#### 5.1.1 Terminologie

**<Feld>, Datenbankfeld:** enthält eine einzige in der jeweiligen Tabelle gelistete Eigenschaft, z.B. Taxonname. Entspricht in Excel dem Begriff „Spalte“. Die erste Zeile eines Felds enthält immer den Feldnamen, alle nachfolgenden Zeilen Werte. Es dürfen keine verschiedenen Eigenschaften miteinander vermischt werden. Einträge im Feld <Taxonname>, wie z.B. „Daphnia galeata, juvenil“ sind nicht erlaubt. Die Eigenschaft „juvenil“ gehört in das Feld <Stadium> abgekürzt als „J“. Alle Werte haben genau ein für das gesamte Feld gültiges Format. Es dürfen in einem Feld insbesondere nicht Text oder Zahlenformat gemischt benutzt werden.

**Datensatz:** enthält miteinander verbundene Eigenschaften, z.B. zu einer Probe bzw. an einem Probentermin. Wird in Excel als „Zeile“ bezeichnet.

**Arbeitsblatt, Tabelle:** In Excel werden beide Begriffe synonym verwendet und sind Bestandteil einer Arbeitsmappe. Eine bestimmte Struktur, außer dass sie aus Zellen bestehen, ist nicht damit verbunden. In Access dagegen bilden die Tabellen die Grundstruktur jeder Datenbank und sind einmal erstellt in Struktur und Format eindeutig festgelegt, so dass sie untereinander verknüpft werden können.

**Kreuztabelle, Pivot-Tabelle:** eine sehr kompakte Form Information in drei Dimensionen zu präsentieren. Wurde und wird oft in Berichten verwendet. Hat im Eingabebereich von Datenbanken nichts zu suchen.



**Projektverzeichnis:** Verzeichnis, von dem aus die Datenbank auf dem Speichermedium aufgerufen wird.

**Fehlerdatei:** diese benennen die Importhindernisse und werden im Projektverzeichnis ausgegeben.

### 5.1.2 Importvorlage für das PhytoLoss-Modul

Die Probandaten und die quantitativen Ergebnisdaten werden in getrennten Excel-Arbeitsblättern der Vorlage eingegeben. In die PhytoLoss-Datenbank werden die Tabellen "Input\_Zoo\_Probandaten" und "Input\_Zoo\_Ergebnisdaten" importiert; ihre Namen dürfen deshalb auf keinen Fall verändert werden. Eine ausführliche Import-Anleitung befindet sich auch auf dem Arbeitsblatt. Der Import ist ab PhytoLoss-Version 1.2 komplett menügesteuert, d.h. ein manueller Import der Excel-Tabellen ist nicht vorgesehen.

Die Datenübergabeformate beinhalten folgende Arbeitsblätter:

**Erläuterungen**  
**OTL\_DV\_Kodierung**  
**ChangeLog**  
**IMPORT**  
**Erläuterung Input\_Proben**  
**Input\_Zoo\_Probandaten**  
**Erläuterung Input\_Ergebnisse**  
**Input\_Zoo\_Ergebnisdaten**  
**OTL-MZ\_V1.1**  
**Synonyme**  
**Legende\_OTL\_MZ**

#### **Probandaten**

Die Probandaten umfassen Angaben zur Probenahme und zur Probenbearbeitung sowie allgemeine Angaben zum Probenort, die vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt werden müssen. In dieser Auswahl werden die orange markierten Spalten als Pflichtfelder betrachtet, d.h. sie sollen immer ausgefüllt werden. Dies betrifft die folgenden Felder:

***Bundesland, Gewässername, Datum, Prob\_Meth, Prob\_Intervall, Maschenweite, Konservierung, Prob\_Vol***

Das Feld <Gewässername> soll nur Daten enthalten, die im gleichnamigen Feld der Tabelle „Gewässername\_SeeNr“ der PhytoSee-Datenbank schon enthalten sind. Ist der Gewässername dort noch nicht eingetragen worden oder wurde er falsch geschrieben, wird beim Import eine Fehlermeldung ausgegeben und der Import abgebrochen. Die nicht vorhandenen Gewässernamen werden in der Fehlerdatei „PL\_fehlende\_Gewässernamen\_(Datum).xls“ ausgegeben.

Probendaten und Analyseergebnisse werden in der PhytoLoss-Datenbank über die Felder <Gewässername> und <Datum> miteinander verbunden, d.h. die Inhalte müssen in den Eingabetabellen identisch sein! Da das Zooplankton im PhytoLoss-Modul zusammen mit den Phytoplankton-Daten analysiert wird, **müssen auch die Messortbezeichnungen (=Gewässername) und das Probendatum für beide biologischen Gruppen identisch sein**. Schon bei Unterschieden von z.B. einem Tag zwischen den Probenterminen findet keine Berechnung statt. Es wird beim Import der Zooplankton-Daten allerdings automatisch geprüft, ob korrespondierende Phytoplankton-Daten vorliegen. Ist das nicht der Fall, kann gewählt werden, ob die Daten trotzdem importiert werden sollen oder ob die fehlenden Termine in die Fehlerdatei „PL\_fehlende\_Phytoplankton-Termine(Datum).xls“ ausgegeben werden sollen. Eine Fehlermeldung erscheint auch falls die Probentermine in der Datenbank schon vorhanden sind. Um welche es sich dabei handelt wird in die Fehlerdatei „PL\_doppelte\_Proben\_(Datum).xls“ ausgegeben.

Weitere Erläuterungen zu den Datenfeldern befinden sich in der Excel-Datei auf dem Arbeitsblatt „Erläuterung Input\_Proben“.

#### **Detailergebnisse der Zooplankton-Analyse und Hinweise zur Dateneingabe**

Die Detailergebnisse der Zooplankton-Analyse werden im Arbeitsblatt "Input\_Zoo\_Ergebnisdaten" erfasst. Dazu gehören die taxonomischen Angaben, die Angaben zu Stadium und Körpergröße sowie die Abundanz und die beiden Biomasseparameter – Biovolumen (BV) und Trockenmasse (TM). Die orange und rosa markierten Spalten sind Pflichtfelder, d.h. sie sollen immer ausgefüllt werden. Dies betrifft die folgenden Felder:

***Gewässername, Datum, OTL-ID, OTL-Taxonname, DV2011, DV\_Tax\_Name, Stadium, GKM, Abundanz\_Ind\_L, TM\_mg\_L, BV\_mm3\_L***

Die Berechnung des Biovolumens und des Trockengewichts (Pflichtfelder) aus Abundanz und Größenklasse (GKM) des Zooplanktons muss extern durch den Biologie-Bearbeiter erfolgen. Eine umfangreiche Formelsammlung sowie eine Anleitung zur Berechnung wird zukünftig als Excel-Datei von Rainer Deneke und Gerhard Maier zur Verfügung gestellt und zur Verwendung empfohlen (s. Kapitel 2.3). Probendaten und Analyseergebnisse werden in der PhytoLoss-Datenbank über die Felder <Gewässername> und <Datum> miteinander verbunden, d.h. die Inhalte müssen in den Eingabetabellen identisch sein.

#### **Eingaberegeln für Metazooplanktontaxa unbedingt beachten!**

Alle erfassten Zooplankton-Taxa müssen kodiert in die Ergebnistabelle eingetragen werden. Die Mindestbestimmungtiefe ist, wenn nicht ausdrücklich etwas anderes vereinbart wurde, einzuhalten. Ausnahmen (!) durch z.B. schlechte Fixierung, nicht bestimmbare Stadien oder ungeeignete Einzelfunde kommen vor. Für die Kodierung der Zooplankton-Taxa ist die aktuelle Operative Taxaliste Metazoo-

plankton (OTL-MZ) oder die DV-Liste zu verwenden. **Eine korrekte Taxonomiebezeichnung besteht aus einem vorgegebenen alphanumerischen Schlüssel und dem eigentlichen Taxonnamen.** Der Schlüsselwert richtet sich nach dem gewählten Kodierungssystem – OTL-MZ (Operative Taxaliste Metazooplankton) oder DV-Liste.

#### *OTL-MZ als primäres Kodierungssystem*

- Es muss die OTL-ID und der OTL-Taxonname angegeben werden.
- Die Eingabe der DV-Nummer und/oder des DV-Taxonnamens sind nicht notwendig.

#### *DV-Liste als primäres Kodierungssystem*

- Es reicht aus, nur die Felder <DV2011> und <Tax\_Name\_DV> in der Eingabetabelle auszufüllen.

Auch der Taxonname muss den Vorgaben des jeweils gewählten Kodierungssystems genau entsprechen, da es sowohl in der Bestimmungsliteratur als auch zwischen den zur Auswahl gestellten Kodierungen im Detail Unterschiede gibt. Verbindlich sind also nur die exakten Angaben gemäß den beiden Kodierungsmöglichkeiten, das gilt leider auch, wenn, wie im Einzelfall in der DV-Liste vorkommend, ein Taxonname offensichtlich falsch geschrieben wird. Alle Abweichungen von diesem Verfahren führen beim Import zu einem Fehler und zum Abbruch! Nach Synonymen kann im Tabellenblatt „Synonyme“ gesucht werden. Für Einzelheiten bitte die Hinweise auf dem Tabellenblatt „OTL\_DV\_Kodierung“ beachten! Die problematischen Taxa werden in den Fehlerdateien „PL\_falsche\_OTL-Kodierung\_(Datum).xls“ bzw. „PL\_falsche\_DV-Kodierung\_(Datum).xls“ ausgegeben.

Das Arbeitsblatt „OTL-MZ\_V1.1“ entspricht der aktuellen „Operativen Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ)“ in der Version 1.1. Es enthält sowohl den neuentwickelten OTL-Code als auch den schon bekannten DV-Code aus dem Jahr 2011. Die Vor- und Nachteile beider Kodierungsmöglichkeiten werden im vorherigen Kapitel 3 behandelt und finden sich auch auf dem Arbeitsblatt „OTL\_DV\_Kodierung“. Die OTL-MZ enthält zusätzliche Angaben zur Mindestbestimmungstiefe, zu Synonymen, zur taxonomischen Referenzliteratur und zur Gildenzugehörigkeit. Dort verwendete Abkürzungen werden in den Arbeitsblättern „Synonyme“ und „Legende\_OTL-MZ“ erklärt.

Die Verwendung von Zusätzen zur Taxonomiebezeichnung, wie "Daphnia galeata, juvenil" verhindert den Import der Zooplankton-Daten, gleiches gilt auch für "klein", "cf.", "sp.", "spec." oder "spp." als Bestandteil des Taxonnamens. Entsprechende Einträge können entweder im Feld <Stadium> gemäß den vorgegebenen Abkürzungen eingetragen werden oder alternativ im Feld <Anmerkungen>.

Weitere mögliche Fehlermeldungen beim Import der Analyseergebnisse stellen  
a) fehlende Einträge zu diesem Gewässer bzw. Datum in der Probenliste und  
b) schon vorhandene Einträge in der Ergebnistabelle zu diesem Termin dar. In beiden Fällen wird eine Fehlerdatei ausgegeben:

a: „PL\_fehlende\_Probentermine\_(Datum).xls“,

b: „PL\_doppelte\_Ergebnisse\_(Datum).xls“)

und der Import abgebrochen.

### **Mehrfachnennungen bei Taxonnamen möglich**

Anders als beim Phytoplankton werden Taxa, die in mehreren Stadien oder Größenklassen gezählt wurden, mit demselben Taxon-Code (OTL oder DV) gelistet. Die notwendige Eindeutigkeit wird durch die Kombination des Taxon-Codes mit den Feldern <Stadium> und/oder <GKM> hergestellt.

### **Immer Eindeutigkeit herstellen**

Wenn Taxa mehrfach genannt werden, müssen deshalb immer die Felder <Stadium> und <GKM> mit ausgefüllt werden: entweder als Zweierkombination, z.B. Taxon="Bosmina longirostris" und <Stadium>="A" (für „adult“), oder als Dreierkombination, z.B. Taxon="Calanoida", <Stadium>="C" (für „Copepodid“) und <GKM>=300 (=300 µm).

### **Angaben im Feld <GKM> (=Größenklassenmitte)**

Im Feld <GKM> werden die bei der Zählung verwendeten Größenklassenmitten (GKM in µm!) eingetragen. Als Richtwert sollten über die gesamte Spannweite der Körperlänge einer Zählkategorie (=Taxon oder Stadium) mindestens 6 gleichgroße Größenklassen mit einer Größenklassenbreite (GKB) von maximal 300 µm gewählt werden. Als Beispiel die Mindestanforderung für mittelgroße Daphnien (in µm): 400–700, >700–1000, >1000–1300, >1300–1600, >1600–1900, >1900–2200. Bei Einzelvermessung wird die mittlere Länge eingetragen.

### **Nur zur auswahlstehende Abkürzungen verwenden**

Mit den Einträgen im **Feld <Stadium>** sollen Entwicklungsstadien, Geschlechter oder andere sinnvolle Kategorien innerhalb der jeweiligen Taxa unterschieden werden. Ein wichtiger Grund dafür ist, dass die Nahrungsgilden der Crustaceen im PhytoLoss-Verfahren z.T. auf Entwicklungsstadien basieren (z.B. „Copepoden-Nauplien“). Weiterhin werden bei der Auszählung und Biomasseberechnung mithilfe fester Biomassefaktoren oft Stadien als Unterscheidungskriterien verwendet. Diese Information soll unbedingt für weitergehende Berechnungen (z.B. Größenverteilungen) erhalten bleiben. Beispiele dafür sind Kategorien wie „adulte Männchen einzelner Copepodenarten“ abgekürzt „M“, „Juvenilstadien kleiner Cladoceren-Arten“ abgekürzt „J“ oder die „Copepodid-Stadien kleiner Cyclo-

poidenarten“ abgekürzt „CK“. Im Feld <Stadium> sollen nur die angebotenen Abkürzungen aus Tabelle 5 verwendet werden.

**Tabelle 5: Vorgaben für die zu verwendenden Abkürzungen im Feld <Stadium>**

Stadium	Erläuterung
(leer)	leerer Feldinhalt ist erlaubt!
A	Adult-Stadium bei Cladoceren
J	Juvenil-Stadium bei Cladoceren
N	Nauplius-Stadium bei Cyclopoiden oder Calanoiden
NK	Nauplius-Stadium (kleine Arten)
NG	Nauplius-Stadium (grosse Arten)
C	Copepodid-Stadium 1, 2, 3, 4 oder 5
CK	Copepodid-Stadium 1, 2, 3, 4 oder 5 (kleine Arten)
CG	Copepodid-Stadium 1, 2, 3, 4 oder 5 (grosse Arten)
C13	Copepodid-Stadium 1, 2 oder 3
C45	Copepodid-Stadium 4 oder 5
CK13	Copepodid-Stadium 1, 2 oder 3 (kleine Arten)
CK45	Copepodid-Stadium 4 oder 5 (kleine Arten)
CG13	Copepodid-Stadium 1, 2 oder 3 (grosse Arten)
CG45	Copepodid-Stadium 4 oder 5 (grosse Arten)
C1	Copepodid-Stadium 1
C2	Copepodid-Stadium 2
C3	Copepodid-Stadium 3
C4	Copepodid-Stadium 4
C5	Copepodid-Stadium 5
M	adulte Männchen bei Cyclopoiden oder Calanoiden
W	adulte Weibchen bei Cyclopoiden oder Calanoiden
WE	Weibchen mit Eiern
WEph	Weibchen mit Ehippien
WO	adulte Weibchen ohne Eier
E	Eier für Eiabundanz in Eier/Liter
Eph	Ehippien der Cladoceren in Eph./Liter
GE	mittlere Gelegegröße (Eier pro intaktem Gelege)
L	Larven-Stadium

### Empfehlungen zur Festlegung von Zählkategorien

Im Folgenden vier Empfehlungen zur vereinfachten Bildung von Zählkategorien, die der unterschiedlichen Größenvariabilität der betreffenden Taxa, ihrer Bedeutung für die Gesamtbioasse und dem Arbeitsaufwand Rechnung tragen.

Die folgenden Unterscheidungen mit unterschiedlicher Auflösung innerhalb der Gruppen haben sich als sinnvoll erwiesen:

- **Rotatorien** benötigen keine Angaben im Feld <Stadium> oder <GKM>
- **Copepoden** immer mit Angaben zum <Stadium> listen, **Copepodide** zusätzlich mit <GKM>, wenn keine Stadien unterschieden werden
- **Kleine Cladoceren-Arten** unterscheiden in <Stadium> "J" oder "A" ohne Größenklassen
- **Daphnia-** und **Diaphanosoma-Arten** immer mit Angaben im Feld <GKM>, mindestens 6 linear-abgestufte Größenklassen mit je maximal 300 µm Breite

## **Eingabe von Reproduktionsparametern**

Daten zur Reproduktion (Gelegegröße, Eiabundanz) sollen nur erhoben werden, wenn sie einwandfrei einzelnen Taxa zugeordnet werden können. Soll die mittlere Gelegegröße erfasst werden, zuerst das Taxon eingeben, im Feld <Stadium> "GE" und im Feld <Gelegegroesse> den Mittelwert eintragen. Wird alternativ die Eiabundanz bestimmt, wird als <Stadium> "E" gewählt und im Feld <Abundanz\_Ind\_L> der Wert eingetragen. Die Eiabundanz bzw. Eibiomasse und die Gelegegröße gehen **nicht** in die Biomasseberechnung durch Aufsummierung in der Datenbank ein.

Die Anzahl gezählter Individuen (**Feld <AnzInd>**) dient als Qualitätskontrolle, ob die für das Abbruchkriterium bei der Zählung vorgesehenen 400 Individuen auch erfasst wurden. Dies ist auch für den Vergleich des Artenreichtums der Gewässer im Sinne eines vergleichbaren Untersuchungsaufwands eine wichtige Voraussetzung.

Das **Feld <Foto>** gibt die Möglichkeit für bestimmte Taxa, insbesondere bei großer phänotypischer Plastizität, das Vorhandensein eines Fotodokuments zu vermerken.

## **Anzahl von Nachkommastellen**

Die minimale Anzahl von Nachkommastellen für numerische Felder ist den verschiedenen Tabellen auf den Arbeitsblättern mit dem Titel „Erläuterungen“ zu entnehmen.

## **5.2 Datenimport**

Ab PhytoLoss-Modul Version 1.2 erfolgt der Import automatisiert und menügesteuert. Alle erwähnten Dateien und Tabellen enthalten reale Beispiel-Daten (Großer Wannsee, Berlin, 2008), deren Import erfolgreich mit der beschriebenen Methode getestet wurde. Datenbank-intern werden die Taxa immer im OTL-Code abgespeichert. Hierzu wird eine Transfertabelle verwendet, die automatisch die DV-Codes in die entsprechenden OTL-Codes umwandelt.

### **5.2.1 Voraussetzungen und Fehlervermeidung (Checkliste)**

- ✓ Die Benutzung des PhytoLoss-Moduls setzt eine Lizenz für MS Access und MS Excel ab Version 2003 voraus.
- ✓ Die Gewässernamen müssen schon in der Tabelle „Gewässername\_SeeNr“ erfasst sein.
- ✓ Die Berechnung der Indizes nach dem PhytoLoss-Verfahren setzt den vorherigen Import der Phytoplankton-Daten in die PhytoSee-Software voraus. Es erscheint eine Fehlermeldung, falls diese fehlen. Wahlweise ist dann ein Import ohne Phytoplankton-Daten möglich oder der Abbruch.

- ✓ Die Formatierung der Zooplankton-Daten soll gemäß der Vorlage für die Datenübergabeformate in ihrer jeweils aktuellsten Version erfolgen.
- ✓ Die Taxonnamen müssen entweder nach OTL-MZ (empfohlen) oder nach DV-Liste kodiert worden sein
- ✓ Die **Namen der Arbeitsblätter** mit den Proben- und Ergebnisdaten in der Datei „Zooplankton\_Datenebergabeformate\_V1\_1.xls“ **müssen unverändert sein.**
- ✓ Das gleiche gilt für alle Feldnamen (=Spaltenüberschriften) in den Eingabetabellen
- ✓ Die Daten sind in die Eingabemasken "Input\_Zoo\_Probendaten" und "Input\_Zoo\_Ergebnisdaten" jeweils **ab Zelle "A2"** einzutragen
- ✓ Die Excel-Importdatei mit den Zooplankton-Ergebnissen muss vor dem Importvorgang geschlossen sein, weil der Zugriff ansonsten vom System gesperrt wird und ein Import unmöglich ist.

### 5.2.2 Import-Ablauf von Proben- und Ergebnisdaten

- ✓ Der Datenimport startet mit einfachem Klick auf den Import-Knopf.
- ✓ Zuerst müssen die Proben- und Ergebnisdaten importiert werden. (1. Antwort: JA)
- ✓ Das Verzeichnis mit der Importdatei auf dem Speichermedium kann frei ausgewählt werden. Die Importdatei soll geschlossen sein
- ✓ Der erfolgreiche Import der Proben- und Ergebnisdaten wird bestätigt
- ✓ Nach erneutem Klicken auf den Import-Button kann der Import der Zooplankton-Ergebnisdaten erfolgen (1. Antwort: NEIN und anschließend die Aktion mit JA bestätigen)
- ✓ Das Verzeichnis mit der Importdatei auf dem Speichermedium kann frei ausgewählt werden. Die Importdatei soll geschlossen sein
- ✓ Mit JA bzw. NEIN im nächsten Menu muss anschließend angegeben werden, ob die Taxa OTL- oder DV-kodiert sind (OTL-Kodierung: JA bei DV-Kodierung: NEIN)
- ✓ Der erfolgreiche Import der Proben- und Ergebnisdaten wird bestätigt und die Anzahl der importierten Proben- und Ergebnissätze angezeigt.

### Fehlermeldungen

Im Falle eines Fehlers wird der Import komplett abgebrochen, eine Fehlermeldung ausgegeben und die kritischen Daten, die den Abbruch verursacht haben, werden in eine Fehlerdatei im Projektverzeichnis geschrieben. Die Fehlerkorrektur muss direkt in den Eingabetabellen der Importdatei (s.o.) vorgenommen werden, bevor

ein erneuter Importversuch sinnvoll ist, da immer nur alle Ergebnisse zusammen importiert werden können.

### 5.2.3 Importprobleme

Importprobleme können auftreten durch fehlende oder falsche Gewässernamen, durch bereits importierte Daten, durch fehlende Einträge in der Probenliste und durch falsch- bzw. nicht-kodierte Taxa.

Ein anderes häufiges Importproblem ist die falsche Formatierung der Daten, insbesondere wenn die Formate "Zahl" und "Text" verwechselt werden. Die Angabe zur Körperlänge der Zählkategorien (Feld <GKM>) ist immer eine Zahl, dagegen ist wg. der größeren Fehlertoleranz die Klassenbreite (Feld <GKB>) als Text formatiert. Im ersten Fall sollen Berechnungen mit den Daten durchgeführt werden, im letzteren dienen sie zur Information.

## 5.3 Datenbankstruktur

Im PhytoLoss-Datenbankmodul werden die Daten in Tabellen entsprechend dem Schema in Abbildung 2 gespeichert. Im Mittelpunkt stehen die Gesamtprobenliste (T\_Zoo-Proben\_Gesamtliste), die Analysenergebnisse (T\_Zoo\_AbuBM\_gesamt) und Artenliste (T\_Zoo\_Arten), die mit der aktuellen OTL-MZ identisch ist. Die Berechnung der Indizes erfolgt mittels verknüpfter Abfragen nach dem in Abbildung 1 dargestellten Schema.

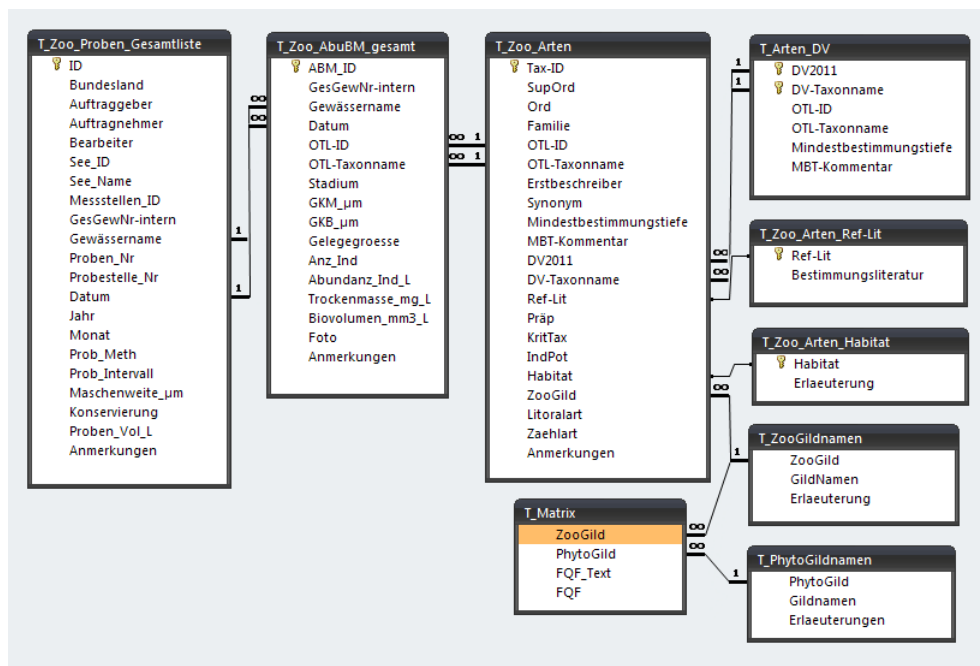


Abbildung 2: Struktur und Verknüpfungen des PhytoLoss-Datenbankmoduls



## 5.4 Datenexport

### 5.4.1 Exportdatei

Die PhytoLoss-Ergebnisse werden nach dem Ende der Berechnungen automatisch als Export-Datei im Excel 2003-Format ins Projektverzeichnis ausgegeben. Die Exportdatei besteht aus drei Gruppen von Daten: den Projektdaten, den berechneten PhytoLoss-Indizes und einer Dokumentation der Ausgangswerte und Systemvariablen (Tabelle 10 im Anhang B).

Die Exportdatei enthält alle Berechnungsergebnisse im Detail, d.h. für jeden Probenstermin im Original und klassifiziert, desgleichen für die Sommermittelwerte. Die ausgegebene Indizes und Parameter sind in Tabelle 10 in Anhang B aufgelistet. Weiterhin dokumentiert sie den Stand des Projekts (ChangeLog) und die verwendete Version der PhytoLoss-Software. Auf dem Arbeitsblatt „PL\_Info“ werden neben den Copyright-Hinweisen, die Struktur der Exportdatei erklärt und eine Kurzdefinition der verwendeten Parameter und ihrer jeweiligen Abkürzungen gegeben. Über die Hälfte der ausgegebenen Arbeitsblätter ist eine Dokumentation der Ausgangswerte und Systemvariablen, wie sie zur Berechnung nach dem Datenimport in die Datenbank verwendet werden, d.h. gildenbasiert und OTL-kodiert auf der Basis des Biovolumens als einheitlichem Biomasseparameter.

Die Ausgabe ist menügesteuert. Die angeforderten Berechnungen können nach Bundesland ausgewählt und das Ausgabeverzeichnis individuell festgelegt werden. Alle Ausgaben benötigen evtl. eine **relativ lange Berechnungsdauer**, da immer alle Parameter aktualisiert und Neuberechnet werden.

**Tabelle 6: Struktur der Exportdatei des PhytoLoss-Moduls**

<b>Arbeitsblattnamen</b>	<b>Beschreibung</b>
<b><i>Projektdaten</i></b>	
PL_Info	Struktur, Abkürzungen, Copyright, etc.
PL_Programm_ChangeLog	Liste der Veränderungen in der jeweils neuen Programm-Version
<b><i>PhytoLoss-Indizes</i></b>	
PL_Kommentare	Automatische Kommentare
PL_Zoo_Sommermittel_klass	PL-Basisparameter und gerundete bzw. klassifizierte PL-Indizes auf der Basis von Sommermittelwerten
PL_Zoo_Sommermittel_detail	PL-Basisparameter und detaillierte Sommermittelwerte der PL-Indizes
PL_Zoo_Zsfsg_OUTPUT_2	PL-Basisparameter und gerundete bzw. klassifizierte PL-Indizes für jeden Einzeltermin
PL_Zoo_Zsfsg_OUTPUT_1	PL-Basisparameter und Rohwerte der PL-Indizes für jeden Einzeltermin

<b>Arbeitsblattnamen</b>	<b>Beschreibung</b>
<i>Ausgangswerte und Systemvariablen</i>	
PL_MCM_RClad_Zsfsg_TM_BV	Varianten der MCM mit unterschiedlicher Berechnungsgrundlage als Absolutwerte, Effektklasse und verbale Beschreibung
PL_TM_BV_ratio_gewMittel	Mittlere Umrechnungsfaktoren für Biovolumen und Trockenmasse pro Termin gewichtet über Anteil des Taxons an der Gesamtbioasse
PL_TM_mg_L_Artzahl_Grossgruppe	Zooplankton-Trockenmasse der Großgruppen und der Gesamt-Artenzahl
PL_TM_Prozent_Grossgruppen	Prozentualer Anteil der Zooplankton-Großgruppen an der Zooplankton-Trockenmasse
PL_Zoo_matched_OTL_kodiert	OTL-kodierte Zooplankton-Rohdaten für die auch Phytoplankton-Daten vorhanden sind
PL_Gildennamen	Abkürzungen und Erläuterungen zu den Gildennamen des Zoo- und Phytoplanktons
PL_Zoo_Gilden_Biovolumen	Zooplankton-Biovolumen aggregiert für die Zooplankton-Gilden
PL_Phyto_Gilden_Biovolumen	Phytoplankton-Biovolumen aggregiert für die Phytoplankton-Gilden
PL_Matrix_mit_Gilden	Futterqualitätsmatrix mit FQF

#### 5.4.2 Automatische Kommentarfunktion

Zur Erzeugung von „Warnsignalen“ und als erste Interpretationsmöglichkeit zur Ableitung von Handlungsempfehlungen werden vom PhytoLoss-Modul automatisch Kommentare zu einzelnen Seenjahren generiert und in der Exportdatei auf dem Arbeitsblatt „PL\_Kommentare“ zusammen mit der aktuellen Versionsnummer ausgegeben. Dazu werden die berechneten Indexwerte (Sommermittelwerte  $N \geq 2$  Monate) mithilfe verschiedener Datenbankabfragen (s. Tabelle 7) gefiltert und ggf. standardisierte Kommentare ausgewählt. Limnologisches Expertenwissen diente zur Festlegung der Filtergrenzen.

**Tabelle 7: Datenbankabfragen mit den berechneten PhytoLoss-Indizes als Kriterienkatalog für die automatische Kommentarfunktion im PhytoLoss-Modul**

<b>Abfragen</b>	<b>Kriterien</b>	<b>Mitteilungen</b>
A1	$N < 3$	WARNUNG: für das Sommermittel standen nur 2 Einzelwerte zur Verfügung.
A2	$GES \geq 5, Z/P \geq 5$	Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch ( $GES \geq 5$ ).
A3	$Z/P = 7, MGI = 7$	Mindestens ein absoluter Grazing-Indexwert ( $Z/P, MGI$ ) ist unrealistisch hoch (evtl. Klarwasserstadium)! Mittelwertbildung (Einzelwerte!) überprüfen und nicht zur Berechnung verwenden.

<b>Abfragen</b>	<b>Kriterien</b>	<b>Mitteilungen</b>
A4	GES>=4, Diff>=3	Ein inverser Grazing-Effekt ist möglich, d.h. der starke Fraßdruck der Cladoceren auf die kleine Fraktion fressbaren Phytoplanktons verbessert evtl. die Konkurrenzbedingungen für das dominante nicht-fressbare Phytoplankton.
A5	FQIC>=70	Die Futterqualität des Phytoplanktons für Cladoceren ist hoch (FQIC>=70%).
A6	Z_gild>=2, CGI<=2, FQIC>=30, MCM>=5	Die Bedingungen für ein stärkeres Cladoceren-Wachstum sind gegeben. Das Grazing-Potential der filtrierenden Cladoceren ist aber nur sehr gering ausgeprägt (CGI<=2). Kleine Arten oder Stadien dominieren die Cladoceren-Biomasse. Ein übermäßiger Fraßdruck durch Fische und/oder starker abiotischer Stress könnte dafür verantwortlich sein.
A7	Z_gild>=2, CGI<=2, FQIC>=30, MCM<5	Die Bedingungen für ein stärkeres Cladoceren-Wachstum sind gegeben. Das Grazing-Potential der filtrierenden Cladoceren ist aber noch sehr gering ausgeprägt (CGI<=2). Größere Arten oder Stadien dominieren die Cladoceren-Biomasse, aber in geringer Anzahl. Der Fraßdruck durch invertebrate Räuber (Raubcladoceren, adulte cyclopoide Copepoden) ist deutlich erhöht.
A8	FQI<=20	Die allgemeine Futterqualität ist sehr gering (FQI<=20%).
A9	FQIC=10	Sehr geringe Futterqualität für Cladoceren (FQIC=10%).
A10	(Z/P-CGI)>=2, Z/P>=5	Für das hohe Grazing-Potential sind NICHT die Cladoceren hauptverantwortlich.
A11	GES>=5, RGI>=5, pMGI_Rot>30	Rotatorien tragen wesentlich zum hohen Grazing-Potential bei.
A12	Z_gild_rot>=50	Der Rotatorien-Anteil an der Biomasse ist ungewöhnlich hoch (>=50%). Hinweis auf Sonderbedingungen!
A13	GES>=5, Cal_oNGI>=5, pMGI_Cal_oN>30	Herbivore calanoide Copepoden tragen wesentlich zum hohen Grazing-Potential bei.
A14	Z_gild_Cop_sum>70	Der Copepoden-Anteil an der Biomasse ist sehr hoch (>=70%). Hinweis auf Sonderbedingungen!
A15	Z_gild_clad>70	Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr hoch (>=70%). Hinweis auf Sonderbedingungen!
A16	Z_gild_clad<=10	Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr niedrig (<=10%). Hinweis auf Sonderbedingungen!

Abfragen	Kriterien	Mitteilungen
A17	Z_gild>10	Die Metazooplankton-Biomasse ist hoch (>10 mm <sup>3</sup> /l BV). Hinweis auf hoch-eutrophe Bedingungen.
A18	Z_gild<1	Die Metazooplankton-Biomasse ist sehr niedrig (<1 mm <sup>3</sup> /l BV). Hinweis auf oligotrophe Bedingungen.
A19	P_ed_clad<>0 Und <0.4, FQIC <>0 Und <=20	Anzeichen für eine starke Nahrungslimitation (bezgl. Menge, Qualität) der Cladoceren.
A20	P_ed_clad>=4, FQIC>=60	Gute Nahrungsbedingungen (bezgl. Menge, Qualität) für Cladoceren.
A21	MCM<=2, MCM<>0, CGI<4	Der MCM-Index ist sehr niedrig (<=2, <>0), d.h. die Cladoceren sind groß (>12 µg/Ind TM). Sie üben einen geringen Fraßdruck aus. Nur geringer Prädationsdruck durch Fische, evtl. am Beginn einer Wachstumsphase mit wenigen großen Adulten.
A22	MCM>=6, CGI>=5	Der MCM-Index ist sehr hoch (>=6), d.h. die Cladoceren sind klein (<1,5µg/Ind TM). Sie haben trotzdem ein hohes Grazing-Potential (CGI>=5). Hoher Prädationsdruck durch Fische und/oder abiotischer Stress sind mögliche Ursachen. Während intensiver Wachstumsphasen (z.B. Frühjahr) kann auch die Dominanz von Juvenilstadien verantwortlich sein.
A23	MCM<=2, MCM<>0, CGI>=5	Der MCM-Index ist sehr niedrig (<=2, <>0), d.h. die Cladoceren sind groß (>12 µg/Ind TM). Sie üben einen starken Fraßdruck aus (CGI>=5). Nur geringer Prädationsdruck durch Fische.
A24	RaubClad>30%	Hoher Anteil von Raub-Cladoceren an der Cladoceren-Biomasse (>30%).

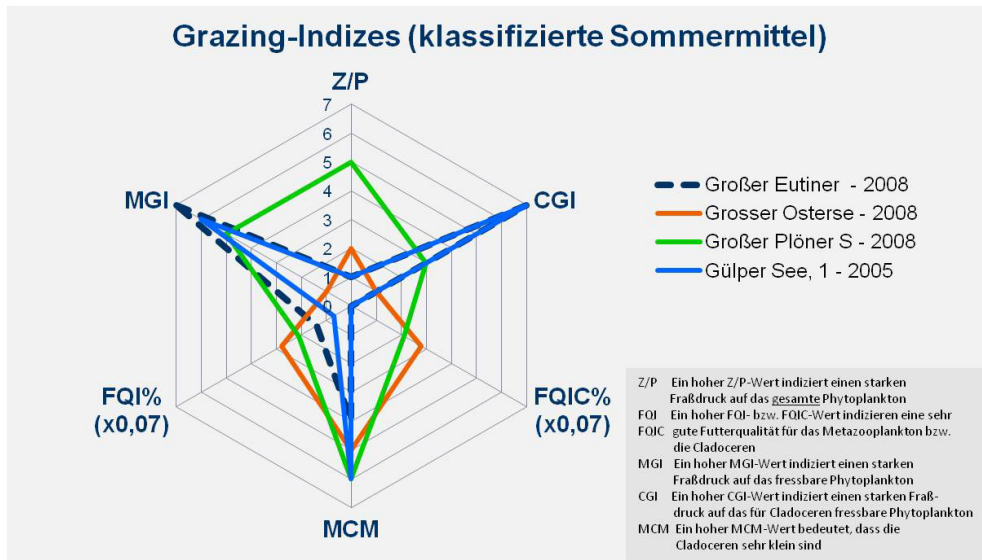
Die Ergebnisse werden auch als Bestandteil des Zooplankton-Steckbriefs (Sommer) ausgegeben.

## 6 Visualisierung der Ergebnisse und Interpretationshilfen

Die gleichzeitige Darstellung der verschiedenen Zooplankton-Grazing-Indizes ist mithilfe eines mehrdimensionalen Radardiagramms möglich. Bei entsprechender Wahl des Layouts kann die Größe und der Grad der Überlappung der entstehenden Flächen beim Vergleich verschiedener Gewässer ein Maß für die unterschiedliche Ausprägung des Faktors Grazing hinsichtlich potentieller Grazing-Stärke, Anteil der Cladoceren und Ausmaß der Nahrungslimitation durch geringe Futterqualität unter Einbeziehung der mittleren Cladoceren-Masse (MCM) als Größenparameter darstellen. Eine Auswahl der wichtigsten numerischen Indexwerte wird mit dem Zooplankton-Steckbrief (Sommer) zusammen mit anderen charakteristischen Daten für jedes Seejahr auf Anforderung bereitgestellt.

## 6.1 Radardiagramme

Die Radardiagramme (Abbildung 3) beinhalten sechs ausgewählte PhytoLoss-Indizes (Z/P, MGI, CGI, FQI, FQIC, MCM), die auf einer Skala von 0 bis 7 einheitlich aufgetragen werden. Sie können im Modul menügesteuert automatisch für 11x4 Termine erzeugt werden und dienen der schnellen vergleichenden Betrachtung und Einschätzung der Ergebnisse von verschiedenen Gewässern bzw. Seenjahren. Bei mehr als 44 Datensätzen können weitere Abbildungen durch

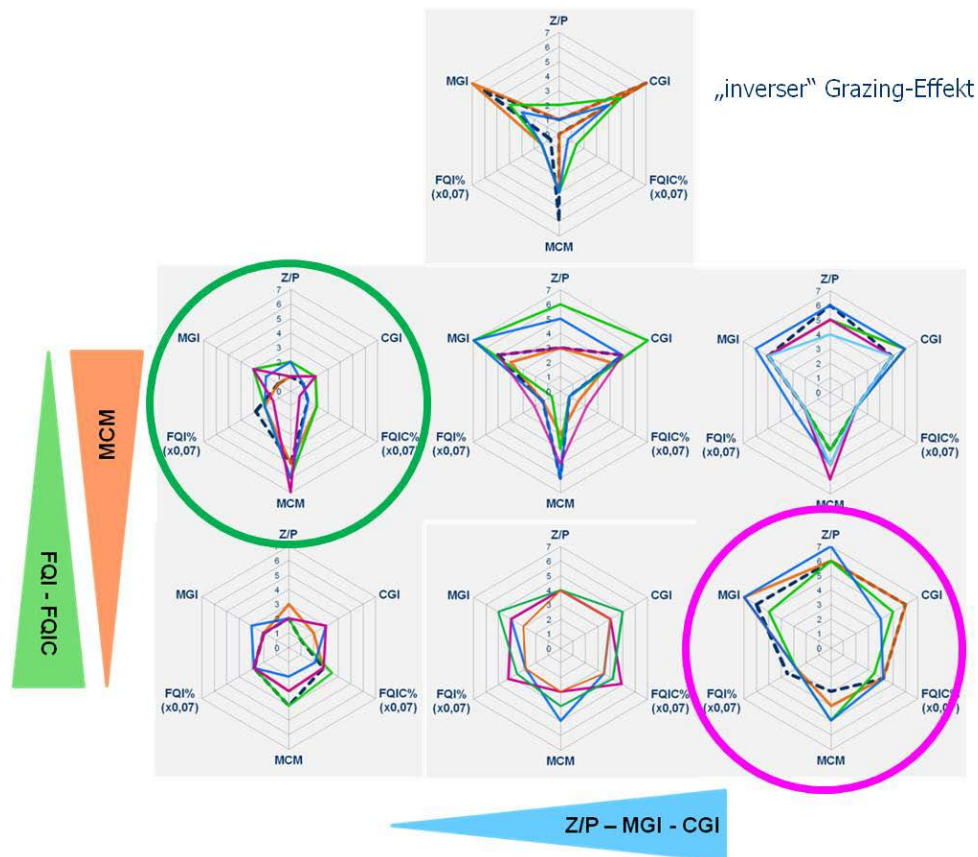


**Abbildung 3: Beispiel der parallelen Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss-Indizes vergleichend für vier Gewässer als vom Programm-Modul generiertes Radardiagramm**

manuelles Kopieren erzeugt werden. Der Name der Vorlage darf für den weiteren Gebrauch nicht verändert werden. Die Datei muss sich immer im Projektverzeichnis befinden. Hinweise zur Interpretation befinden sich auch auf dem Arbeitsblatt „Interpretationshilfe“ der Vorlagedatei.

Vorlagedatei: PhytoLoss\_Vorlage\_RadarDiagramme\_Okt2014.xls

In Abbildung 4 sind typische Formen von Radardiagrammen abgebildet, die unterschiedliche Systemzustände repräsentieren. Von links nach rechts nimmt der Grazing-Einfluss stark zu. Die unterschiedlichen Ausprägungen in den beiden unteren Zeilen basieren auf den beiden gegensätzlichen Gradienten für die Futterqualität und die mittlere Größe der Cladoceren (MCM). Dabei ist eine niedrige MCM-Klasse (=große Cladoceren!) kein Widerspruch zu niedrigen Grazing-Indizes (Z/P, MGI), wenn es sich dabei um einzelne, große Daphnien handelt. Letztlich ist immer der CGI entscheidend. Die Muster in der mittleren Zeile sind durch kleine Cladoceren (Fischprädatoren?) und eine besonders geringe Futterqualität des Phytoplanktons geprägt. In der unteren Zeile ist insbesondere die



**Abbildung 4: Verschiedene Muster der Radardiagramme in Relation zur Ausprägung der verwendeten PhytoLoss-Indizes. Die farbig eingezeichneten Dreiecke geben dabei die Richtung der Index-Gradienten an. Lila: starker Grazing-Einfluss, mittlere bis hohe Futterqualität, mittlere bis große Cladoceren; Grün: geringer Grazing-Einfluss, sehr geringe Futterqualität, sehr kleine Cladoceren**

Futterqualität für die Cladoceren (FQIC) im Sommer deutlich besser. Das Muster in der oberen Zeile symbolisiert eine extreme Ausprägung mit einem möglicherweise inversen Grazing-Effekt.

Die eingekreisten Diagramme stellen Extremata des mit Radardiagrammen darstellbaren Grazing-Einflusses dar:

- a) starker Grazing-Einfluss, mittlere bis hohe Futterqualität, mittlere bis große Cladoceren (lila Kreis)
- b) geringer Grazing-Einfluss, sehr geringe Futterqualität, sehr kleine Cladoceren (grüner Kreis)
- c) inverser Grazing-Effekt (oberes Diagramm)

## 6.2 Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

Es handelt sich bei dem Zooplankton-Steckbrief (Sommer) um eine Zusammenstellung der wichtigsten charakteristischen Daten zum Gewässer mit den wichtigsten PhytoLoss-Indizes, inklusive des automatischen Kommentars und des zugehörigen Radardiagramms. Durch diese komprimierte Darstellung soll die Interpretation mit Bezug auf die generellen Seeigenschaften erleichtert werden. Der

Steckbrief kann immer nur für einzelne Seenjahre erzeugt werden. Alle Werte sind für die wichtige Gruppe der Cladoceren in den unterschiedlichen Kategorien mit einer Schriftgröße von 20 Punkt formatiert, so dass durch ihre Größe der gegenseitige Bezug besonders hervorgehoben wird. Der Name der Vorlage darf für den weiteren Gebrauch nicht verändert werden. Die Datei muss sich immer im Projektverzeichnis befinden.

Vorlagedatei: PhytoLoss\_Vorlage\_SteckbrfZoo\_Nov2014.xls

### 6.2.1 Farbschema

- Hellgelb: charakteristische Werte
- Grün: Phytoplankton-Biovolumen
- Blau: Futterqualität
- Rosa, Orange: Metazooplankton-BV, MCM
- Gelb: Grazing-Indizes

Extreme Werte (Effektklasse >5) der Grazing-Indizes, der Differenz zwischen CGI und Z/P sowie des MCM werden durch eine bedingte Formatierung automatisch anstatt in Gelb bzw. Orange in der Farbe Pink hervorgehoben.

### 6.2.2 Aufbau

Die Abbildung innerhalb des Steckbriefs zur „Differenz zwischen den Anteilen der Metazooplankton-Gruppen am Biovolumen und am MGI“ vergleicht den Anteil der Metazooplankton-Gruppen am gesamten Biovolumen des Metazooplanktons mit den partiellen MGIs. Es geht also um die Frage, inwieweit sich das Potential einer Gruppe für das Community-Grazing durch deren Anteil am Biovolumen vorhersagen lässt bzw. ob es in Folge geringer Nahrungsqualität zu starken Abweichungen kommt und welche Gruppe davon profitiert. Es werden die Differenzen zwischen den prozentualen Anteilen berechnet, auf 10 % gerundet und als Balkendiagramm dargestellt. Balkenwerte >10 % sollen nicht interpretiert werden. Ein größerer positiver/negativer Balken bedeutet, diese Gruppe hat eine stärkere/geringere Bedeutung für das Grazing-Potential als es ihrem Anteil an der Biomasse entspricht. Die Verwendung bei der Interpretation ist optional.

- **Obere linke Ecke**  
Charakteristische Seendaten aus der PhytoSee-Datenbank übernommen.  
Zum Vergleich gibt es hier Sichttiefe und Chlorophyll a-Konzentration
- **Obere linke Mitte**  
Phytoplankton-Biovolumina (verschiedene Fraktionen) und Futterqualitätsfaktoren
- **Untere linke Mitte**  
Grazing-Indizes, Differenz CGI – Z/P, partielle MGIs, spezifische Grazing-Indizes
- **Obere rechte Ecke**  
Abbildung „Anteile der Zooplankton-Gruppen am Gesamt-Biovolumen“

- **Obere rechte Mitte**  
Metazooplankton-Biovolumen, Abbildung „Differenz zwischen den Anteilen der Metazooplankton-Gruppen am Biovolumen und am MGI“ (gerundet auf 10%, positiv/negativ, s. Erläuterung weiter unten)
- **Untere rechte Mitte**  
Anteile der Metazooplankton-Gruppen am Gesamt-Metazooplankton-Biovolumen, MCM und Raubcladoceren-Index (in % Cladoceren-Biovolumen)
- **Unten**  
Automatischer Kommentar (unbearbeitet)  
Abbildung „Radardiagramm der Sommermittel von 6 Grazing-Indizes“

### Wichtiger Hinweis zur Eingabe

Die **Eingabe** erfordert den exakten Gewässernamen, wie in der Tabelle „Gewässername\_SeeNr“ gespeichert, und die Angabe des Seenjahrens für welches das Sommermittel berechnet werden soll. Zuerst wird geprüft, ob die erforderlichen Daten zur Verfügung stehen. Dann erfolgt - mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung - die Wahl des Verzeichnisses mit der Formatvorlage „PhytoLoss\_Vorlage\_StckbrfZoo\_(Datum)“ für die Steckbriefe oder alternativ der Abbruch der Ausgabe. Der Vorlagensteckbrief ist so formatiert, dass der Druckbereich in Excel bereits den gesamten Steckbrief umfasst. Eine Druckausgabe z.B. als PDF-Druck, ohne den Namen der Vorlage zu ändern, ist so schnell möglich. Die Vorlagendatei muss vor dem erneuten Export wieder geschlossen werden.

## 6.3 Anwendung der PhytoLoss-Indizes – Beispiele

Die PhytoLoss-Grazing-Indizes können bei der Interpretation der trophischen Verhältnisse in einem Gewässer und insbesondere für die Abschätzung der Bedeutung von Nahrungsnetz-Interaktionen sehr hilfreich sein. Das soll im Folgenden kurz anhand einiger Beispiele demonstriert werden. Im Mittelpunkt stehen dabei die Cladoceren als die bedeutendste Gruppe des herbivoren Metazooplanktons.

### 6.3.1 Anmerkungen zum Gebrauch der PhytoLoss-Indizes

Im Folgenden einige Anmerkungen zum Gebrauch der PhytoLoss-Indizes:

1. Es handelt sich beiden PhytoLoss-Indizes um **Potentiale** und nicht um Messungen. Deshalb wird in den meisten Fällen für die Interpretation nicht die Verwendung der absoluten Werte der Grazing-Indizes empfohlen, sondern die logarithmisch-abgestuften Effektklassen von 1 bis 7.
2. Das Rechenmodell basiert wesentlich auf **Quotienten**. Wird der Wert im Nenner, hier die fressbare Phytoplankton-Fraktion, sehr klein, steigt der Gesamtwert stark mit einem nicht-linearen Verlauf an. Dies wird z.T. durch die logarithmische Skalierung der Effektklassen kompensiert.
3. Eine geringe Futterqualität steht nicht unbedingt im Widerspruch zu einer hohen Grazing-Effektstärke. Denn eine geringe fressbare Nahrungsmenge ist



in diesem Zusammenhang nicht die Ursache für die hohe Grazer-Biomasse, sondern deren Ergebnis. Die geringe Futterqualität wirkt sich erst mit **Zeitverzögerung** auf die Reproduktion des Metazooplanktons aus, während das Grazing-Potential eine Abschätzung des unmittelbar wirksamen Fraßdrucks der Herbivoren darstellt. Bevor sich eine Veränderung der Menge und Qualität der Nahrung in der Biomasse des Zooplanktons niederschlägt, muss mindestens ein kompletter Generationszyklus durchlaufen werden. Bei Daphnien kann sich also je nach Temperatur und Todesrate z.B. erst nach ca. einer Woche eine Erhöhung/Verminderung der Abundanz messen lassen.

4. Ein anderer Fall ist das **Klarwasserstadium**, wo einer hohen Cladoceren-Biomasse äußerst geringe Nahrungsmengen gegenüberstehen. Daraus ergibt sich dann rechnerisch ein extrem hohes Grazing-Potential (Effektklasse 7!). Das Klarwasserstadium ist der Endpunkt einer überstarken Ausbeutung der eigenen Nahrungsgrundlage, die immer eine Hungerphase für die Daphnien und die schnelle Entwicklung fraßresistenter Algen (z.B. Cyanobakterien, koloniale Grünalgen) mit geringer Futterqualität zur Folge hat.
5. In vielen Fällen ist nicht ein dominanter Faktor (Futterqualität, Nahrungsmenge, Prädation, etc.) alleine, sondern das **Zusammenwirken mehrerer Faktoren** für den Zusammenbruch einer Grazer-Population verantwortlich. Dabei reichen dann oft schon geringe Verschiebungen, um eine Veränderung des Systemzustands auszulösen.
6. Ein weiterer natürlicher Variationsfaktor sind **komplexe Verhaltensstrategien** einiger Herbivorenarten. In tiefen Seen kann sich z.B. *Daphnia hyalina* durch Vertikalwanderung tagsüber (während der Probenahme!) effektiv vor Räubern schützen, indem sie die phytoplanktonreichen, oberflächennahen Wasserschichten meidet. *Daphnia magna* ist u.a. durch Besonderheiten ihres Filtrationsapparates in der Lage auch Detritus am Gewässergrund von Flachseen als Nahrung zu verwerten, was so nicht in der Futterqualitätsmatrix berücksichtigt werden kann.
7. Viele Metazooplankter sind nicht im strengen Sinne herbivor, sondern omnivor. Wegen fehlender Detailkenntnisse zur Nahrungsbiologie der meisten Einzelarten wurden im PhytoLoss-Verfahren Nahrungsgilden verwendet. Der **Omnivorie** wurde bei der Gildendefinition und der Zuordnung von Futterqualitätsfaktoren in der Futterqualitätsmatrix Rechnung getragen. Die tatsächliche Komplexität der Nahrungsnetzbeziehungen läßt sich damit nur bedingt abbilden. Darüber hinaus werden große Gruppen potentieller Nahrungsorganismen, wie z.B. nicht-pigmentierte Bakterien oder Protozoen, im Gewässermonitoring gar nicht (quantitativ) erfasst und konnten deshalb nicht im PhytoLoss-Verfahren berücksichtigt werden.

Abgesehen von diesen Einschränkungen kann mithilfe der PhytoLoss-Indizes aber in vielen Situationen die Einschätzung der relativen Bedeutung von Grazing und Prädation als wichtige Interaktionen im Nahrungsnetz in Bezug auf die Entwicklung des Phytoplanktons besser durchgeführt werden. Weitere Vorteile sind bessere Möglichkeiten zum Vergleich zwischen verschiedenen Seen (typen) und zur graphischen Darstellung auf Grund der Skalierung der Effekte.

Der PhytoLoss „Zooplankton-Steckbrief (Sommer)“ dient als Zusammenfassung der Ergebnisse und Grundlage zur Interpretation der Phytoplankton-Zooplankton-Interaktion. Durch Auswahl der wichtigsten Parameter und Indizes im Kontext der charakteristischen Seendaten, inklusive des Radardiagramms und des automatisierten Kommentars, ergibt sich eine gute Übersicht zu wichtigen Aspekten der Funktion des pelagischen Nahrungsnetzes.

### **6.3.2 Allgemeine Hinweise zur Interpretation**

Das Vorgehen bei der Interpretation richtet sich nach der Fragestellung. In jedem Fall ist eine erste Orientierung über die grundlegenden Verhältnisse in dem zu untersuchenden See zum gegebenen Zeitraum erforderlich (Mixis, Trophie, Temperatur/Jahreszeit, abiotische Stressoren, Dominanzverhältnisse im Plankton, etc.). Vereinfacht sind die Interpretationsmöglichkeiten, wenn z.B. offensichtlich kaum Zooplankton vorhanden ist ( $Z/P$ , MGI, CGI niedrig) oder umgekehrt eine sehr starke Dominanz und Biomasse von effektiven Filtrierern vorherrscht und alle Indizes fast denselben hohen Wert annehmen. Als Interpretationshilfe eignen sich die Indizes vor allem, wenn sie entweder Extremwerte annehmen, d.h. Effektklasse ist größer gleich 5 bzw. kleiner gleich 2, und/oder große Differenzen zwischen den Indexpaaren, z.B. FQI-FQIC,  $Z/P$ -MGI und CGI- $Z/P$  auftreten.

Das  $Z/P$ -Verhältnis dient zur ersten Abschätzung der möglichen Grazing-Stärke. Ein niedriger Wert ist in eutrophen Gewässern im Sommer typisch, bedeutet aber nach dem hier verfolgten Ansatz nicht automatisch, dass das Zooplankton-Grazing keine Bedeutung hat. In den meisten Fällen ist die Biomasse des fraßresistenten Phytoplanktons so hoch, dass die Futterqualität des gesamten Phytoplanktons gering ist. Das kann anhand von  $P_{ed}$  und FQI überprüft werden. FQI-Werte  $\leq 20\%$  kennzeichnen eine geringe und Werte oberhalb von ca. 60 % dagegen eine gute Futterqualität. Auch die absolute Phytoplankton-Biomasse kann einen Hinweis auf eine schlechte Futterqualität geben, weil insbesondere Filtrierer, je nach Körpergröße, unterhalb bestimmter kritischer Konzentrationen nicht mehr effektiv Nahrung zur Reproduktion aufnehmen können. Nach Lampert (1978) liegt z.B. der Schwellenwert zur Eiproduktion bei Daphnien bei ca. 0,4 mg/l Trockenmasse (ca. 4 mm<sup>3</sup>/l Biovolumen). Unter dauerhaft oligotrophen Bedingungen führt dies zur Dominanz von Copepoden und dem Verschwinden kleiner Cladoceren mit deutlich höheren Schwellenwerten aus dem Pelagial. Im PhytoLoss-Verfahren hat sich die Verwendung von ähnlichen Schwellenwerten noch nicht eindeutig bewährt und

muss weiter geprüft werden. Dabei könnten die langen Probenahmeabstände und alternative Nahrungsangebote (Bakterien, Detritus, Protozoen) eine Rolle spielen.

Beträgt die positive Differenz zwischen CGI und Z/P ("Diff\_CGI\_Z/P") mindestens 3 Effektklassen, ist dies ein „Warnsignal“ für einen inversen Grazing-Effekt, wie er in Kapitel 4.7 beschrieben wird. Da hier eine hohe Grazer-Biomasse nicht mehr das Phytoplankton kontrolliert, sondern „entkoppelt“ ist, kann von einem stark degradierten Systemzustand gesprochen werden. Dies geht mit einer niedrigen Futterqualität ( $\leq 25\%$ ) einher, wie sie typischerweise in polytrophen Seen im Sommer auftritt (s. Beispiel Gülper See, Kapitel 6.3.3).

In dieser Situation ist es wichtig die Größenstruktur des Zooplanktons anhand des MCM, aber auch der dominanten Arten, zu betrachten. In Fällen, wie z.B. Dümmer 2010, wo der MCM hoch und von *Daphnia magna* bestimmt wurde, kann auch die für diese Spezies bekannte Verwendung benthischer Algen oder von Detritus als alternative Nahrungsquellen, die nicht im PhytoLoss-Verfahren erfasst wird, zu dem Missverhältnis zwischen den beiden Grazing-Indizes beitragen. Es hat sich aber gezeigt, dass so eine Situation nicht nur extrem selten, sondern angesichts des hohen Grazing-Drucks auch instabil ist. Typischerweise ist es aber genau umgekehrt, das filtrierende Cladoceren-Plankton ist im Sommer sehr klein (*Bosmina*, *Chydorus*, etc.) und weist neben anderen Indizien, z.B. „Verbüttung“ der Weißfischbestände, auf einen sehr hohen Fraßdruck durch planktivore Fische hin. Daraus lassen sich - je nach Einzelfall - Handlungsempfehlungen zur Fischereibewirtschaftung ableiten, um den MCM als Zielwert deutlich zu erhöhen. Um der Bedeutung solcher Entwicklungen auch in der PhytoLoss-Gesamtbewertung Rechnung zu tragen, wird als Endergebnis die Grazing-Effektstärke (GES) angegeben. Sie nimmt den höchsten Wert der beiden Indizes Z/P bzw. MGI an.

Eine andere Sichtweise auf die Nahrungsnetz-Interaktionen ist es nach den möglichen Gründen für das Fehlen von großen Cladoceren als Hauptfiltrierer zu fragen. Denn bei optimaler Futterqualität sind große Cladoceren gegenüber kleinen Arten physiologisch deutlich im Vorteil. Es sollten der Reihe nach die möglichen Hauptfaktoren geprüft werden, wie Seetyp/Hydrologie, Temperatur/Jahreszeit, Futtermenge, Futterqualität und Prädationsdruck durch Fische. Wünschenswert wäre auch eine Erfassung der nicht selten auftretenden Parasitierung oder Verpilzung ganzer Populationen, die ein schnelles Absterben bewirken kann, was aber nur selten in der Zooplankton-Analyse berücksichtigt wird.

Das Beispiel einer Winterprobe (Februar 2000) aus dem Großen Ratzeburger See (Süd) zeigt optimale Futterbedingungen für Cladoceren (FQIC= 100 %), trotzdem findet laut CGI kein Grazing durch Cladoceren statt. Die Erklärung liegt hier offensichtlich in den niedrigen Wassertemperaturen, die die Cladoceren-Entwicklung verhindern. Im Sommer wirken die Top-Down-Kontrolle durch Fische und die Bottom-Up-Kontrolle durch Nahrungsmenge und -qualität gleichzeitig auf die Cladoceren. Neben den PhytoLoss-Indizes kann die

Betrachtung der Plankton-Entwicklung im Frühjahr/Frühsummer (März–Mai) hilfreich sein, wenn Fischfraß noch keine Rolle spielt. Mithilfe der gilden-spezifischen Indizes kann jetzt der Aspekt der Nahrungsqualität und -menge differenzierter auch für andere Zooplankton-Gruppen als die Cladoceren eingeschätzt werden. Dieser Ansatz ist neu und es liegen bisher erst wenige Erfahrungen vor.

### **6.3.3 Beispiel: Gülper See – Typ 11.1 – Sommer 2008 (Abb. 5)**

Der polymiktische Flachsee „Gülper See“ in Brandenburg liegt in einem bekannten Vogelschutzgebiet, ist aber als Gewässer im Sommer 2005 in einem hocheutrophen Zustand. Das spiegelt sich auch im hohen Metazooplankton-Biovolumen von  $11,9 \text{ mm}^3/\text{l}$  und dem hohen Anteil der Rotatorien daran wider. Die Futterqualität für das Metazooplankton ist durch die starke Dominanz von Cyanobakterien sehr gering (FQI = 10 %). Auf einzelne Zooplankton-Gruppen bezogen, ist der Anteil der fressbaren Biomasse so gering, dass die gerundete Futterqualität bei 0 % liegt. Das gesamte Grazing-Potential ist trotzdem sehr hoch (MGI = 6). Die hohe Differenz zwischen dem Grazing-Index CGI und Z/P von 6 Effektklassen weist hier deutlich auf einen inversen Grazing-Effekt hin, wie sich auch an der Sternform des Radardiagramms ablesen lässt. Den größten Beitrag am Community Grazing Potential haben die Cladoceren, hier hauptsächlich die kleine Art *Chydorus sphaericus*, und die Rotatorien. Größere Herbivore, wie Daphnien oder Calanoide, fehlen ganz, was sich auch in einer hohen MCM-Effektklasse von 6 niederschlägt. Alles deutet auf einen extrem starken Prädationseffekt planktivorer Fische auf die Zusammensetzung des Metazooplanktons hin. Die „übrig gebliebenen“ kleinen Arten sind zahlreich vertreten, aber nicht in der Lage das Phytoplankton zu konsumieren. Im Gegenteil, durch starken Fraßdruck auf die fressbare Fraktion wird die Dominanz der nicht-fressbaren Cyanobakterien noch stabilisiert. Viele der kleinen Zooplankter sind zusätzlich in der Lage auf andere Nahrungsquellen, insbesondere heterotrophe Bakterien, zurückzugreifen.

### **6.3.4 Beispiel: Dümmer – Typ 11.2 – Sommer 2011 (Abb. 6)**

Im Dümmer, ein großer polymiktischer Flachsee in Niedersachsen in einem Einzugsgebiet mit intensiver Landwirtschaft, weist das pelagische Nahrungsnetz im Sommer 2011 einige Besonderheiten auf, die im hocheutrophen Bereich eher ungewöhnlich sind. Schon die besondere Form des Radardiagramms ist ein Hinweis auf diese Situation. Das Metazooplankton-Biovolumen ist mit  $21,8 \text{ mm}^3/\text{l}$  sehr hoch. Die Futterqualität liegt für das Metazooplankton, dass zu 94 % aus Cladoceren besteht, gerundet bei 0 %, ist also extrem niedrig. Das Grazing-Potential ist sehr hoch (MGI = 7) und die „Differenz CGI–Z/P“ liegt bei 4 Effektklassen, was auf einen inversen Grazing-Effekt hinweist (s.a. die Form des Radardiagramms). Die MCM-Klasse hat den Wert 2.

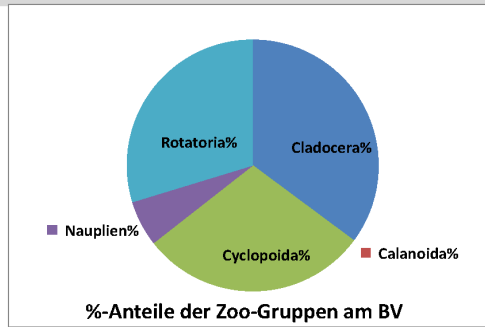
## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"

Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Brandenburg
Gewässername	Gülper See, 1
Gewässerart	Flusssee
LAWA-Seen-Subtyp	12
Schichtungsverhalten	polymikthisch
Untersuchungsjahr	2005
gemittelte Monate (N)	3
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichtiefe (m)	0.27
Chlorophyll a (µg/l)	162.5
gemittelte Monate (N)	3
PSI-Wert	2.94

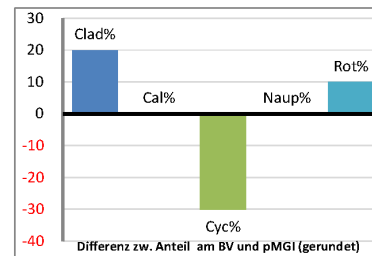


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	62.993	mm3/l
fressbares Phyto-BV	8.507	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	1.025	mm3/l

Metazooplankton	
Gilden-Zoo-BV	11.890 mm3/l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	10
Cladocera (FQIC)	0
Calanoida (o. Nauplien)	0
Rotatoria (FQIR)	0



#### Grazing-Indizes

	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	6	sehr stark
Z/P	1	18
MGI	6	584
Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)	[%]	
pMGI_Cladocera	55	
pMGI_Copepoda	2	
pMGI_Rotatoria	43	

Anteile der Gruppen am Biovolumen	[%]
Cladocera	35
Copepoda	35
Rotatoria	30

Differenz CGI - Z/P	6
---------------------	---

#### Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen

		[%]
CGI - Cladocera	7	1172
CalGI - Calanoida	0	0
RGI - Rotatoria	6	495

#### Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)

	Effektklasse	
MCM (Gilden-TM)	sehr stark	6
RaubCladoceren-Index	0	% Clad-BV

#### Automatisierter Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. Ein inverser Grazing-Effekt ist möglich, d.h. der starke Fraßdruck der Cladoceren auf die kleine Fraktion fressbaren Phytoplanktons verbessert evtl. die Konkurrenzbedingungen für das dominante nicht-fressbare Phytoplankton. Die allgemeine Futterqualität ist sehr gering (FQI<=20%). Rotatorien tragen wesentlich zum hohen Grazing-Potential bei. Die Metazooplankton-Biomasse ist hoch (>10 mm3/l BV). Hinweis auf hoch-eutrophe Bedingungen. Der MCM-Index ist sehr hoch (>=6), d.h. die Cladoceren sind klein (<1,5µg/Ind TM). Sie haben trotzdem ein hohes Grazing-Potential (CGI>=5). Hoher Prädationsdruck durch Fische und/oder abiotischer Stress sind mögliche Ursachen. Während intensiver Wachstumsphasen (z.B. Frühjahr) kann auch die Dominanz von Juvenilstadien verantwortlich sein.

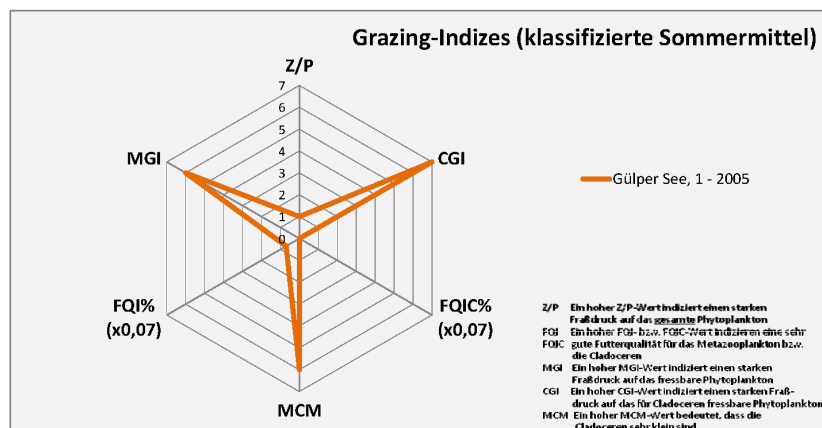


Abbildung 5: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Gülper Sees

Die starke Dominanz des großen Filtrierers *Daphnia pulex* über drei Sommermonate ist ein starker Indikator für einen sehr geringen Prädationsdruck durch planktivore Fische auf das Metazooplankton. Das hohe Grazing-Potential mit den geringen Mengen fressbarer Phytoplankton-Biomasse lässt im Dämmer auch keinen Raum für konkurrierende, weniger effektive Herbivore, wie insbesondere Rotatorien, die in hocheutrophen Situationen mit gleichzeitig starkem Prädationsdruck durch Fische in hohen Abundanzen vorkommen. Die hohe Biomasse der Daphnien über einen längeren Zeitraum bei geringer Futterqualität lässt sich nur im Zusammenhang mit dem Ausnutzen anderer Futterquellen (Detritus, heterotrophe Bakterien) sowie der evtl. unterschätzten Nutzung von bestimmten Cyanobakterien als Futter erklären. Allerdings ist bei geringer Mortalität durch Fische auch schon eine geringe Eiproduktion der Daphnien ausreichend, um hohe Bestände aufrecht zu erhalten.

### **6.3.5 Beispiel: Dobersdorfer See – Typ 14 – Sommer 2011 (Abb. 7)**

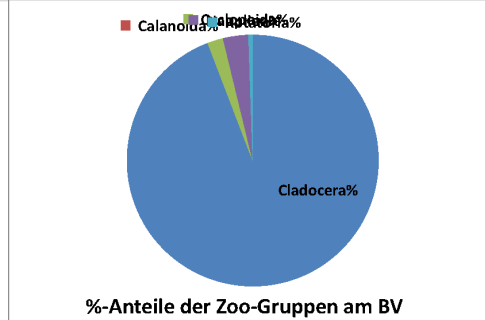
Der Dobersdorfer See in Schleswig-Holstein weist mit einem Metazooplankton-Biovolumen von  $3,3 \text{ mm}^3/\text{l}$  und einem Anteil der Cladoceren von 72 % die typischen Merkmale eines eutrophen Gewässers auf. Die Futterqualität für das Metazooplankton ist gering (FQI = 20 %) und besonders niedrig für die Cladoceren mit einem FQIC von 10 %. Die Grazing-Effektstärke liegt mit 4 im mittleren Bereich und der Anteil der Cladoceren ist besonders stark ausgeprägt (pMGI\_Clad = 98 % und spezifischer Grazing-Index = 5). Die „Differenz CGI – Z/P“ liegt bei 3 Effektklassen, was auf einen inversen Grazing-Effekt hinweist (s.a. die Form des Radardiagramms). Trotz guter Futterqualität können die Calanoiden keine größeren Bestände entwickeln (FQICal = 60 %). Der Größenindex MCM liegt mit Effektklasse 4 im mittleren Bereich. Die Dominanz kleiner Cladoceren (*Daphnia cucullata*, *Ceriodaphnia quadrangula*) mit mittleren bis starken Grazing-Potential entspricht ganz dem eutrophen Muster in Seen mit sommerlicher Cyanobakterien-Dominanz. Die Höhe der Metazooplankton-Biomasse liegt aber schon fast im Bereich mesotropher Werte. Mit einer deutlichen Verringerung des Fraßdrucks durch Fische und stärkerer Präsenz von Makrophyten in Flachwasserbereichen könnte mittelfristig eine entscheidende Verbesserung der Situation erreicht werden.

## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"  
Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Niedersachsen
Gewässername	Dümmmer, Olgahafen
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	11.2
Schichtungsverhalten	polymiktisch
Untersuchungsjahr	2011
gemittelte Monate (N)	2
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichttiefe (m)	0.00
Chlorophyll a (µg/l)	89.0
gemittelte Monate (N)	2
PSI-Wert	2.95



Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	65.095	mm3/l
fressbares Phyto-BV	1.766	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	1.355	mm3/l

Metazooplankton	
Gilden-Zoo-BV	21.781 mm3/l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

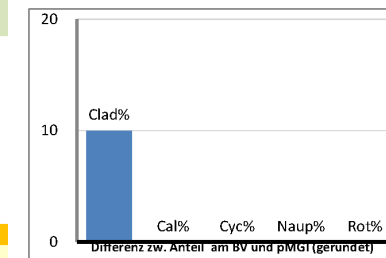
Metazooplankton (FQI)	0
Cladocera (FQIC)	0
Calanoida (o. Nauplien)	0
Rotatoria (FQIR)	0

#### Grazing-Indizes

	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	7	sehr stark
Z/P	3	48
MGI	7	1324

#### Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)

pMGI_Cladocera	100
pMGI_Copepoda	0
pMGI_Rotatoria	0



#### Anteile der Gruppen am Biovolumen

Cladocera	94
Copepoda	5
Rotatoria	1

Differenz CGI - Z/P	4
---------------------	---

#### Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen

CGI - Cladocera	7	1400
CalGI - Calanoida	0	0
RGI - Rotatoria	1	9

#### Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)

	Effektklasse	
MCM (Gilden-TM)	gering	2
RaubCladoceren-Index	0	% Clad-BV

#### Automatisierter

#### Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. WARNUNG: für das Sommermittel standen nur 2 Einzelwerte zur Verfügung. Mindestens ein absoluter Grazing-Indexwert (Z/P, MGI) ist unrealistisch hoch (evtl. Klarwasserstadium)! Mittelwertbildung (Einzelwerte!) überprüfen und nicht zur Berechnung verwenden. Ein inverser Grazing-Effekt ist möglich, d.h. der starke Fraßdruck der Cladoceren auf die kleine Fraktion fressbaren Phytoplanktons verbessert evtl. die Konkurrenzbedingungen für das dominante nicht-fressbare Phytoplankton. Die allgemeine Futterqualität ist sehr gering (FQI<=20%). Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr hoch (>=70%). Hinweis auf Sonderbedingungen! Die Metazooplankton-Biomasse ist hoch (>10 mm3/l BV). Hinweis auf hoch-eutrophe Bedingungen. Der MCM-Index ist sehr niedrig (<=2, <0), d.h. die Cladoceren sind groß (>12 µg/Ind TM). Sie üben einen starken Fraßdruck aus aus (CGI>=5). Nur geringer Prädationsdruck durch Fische.

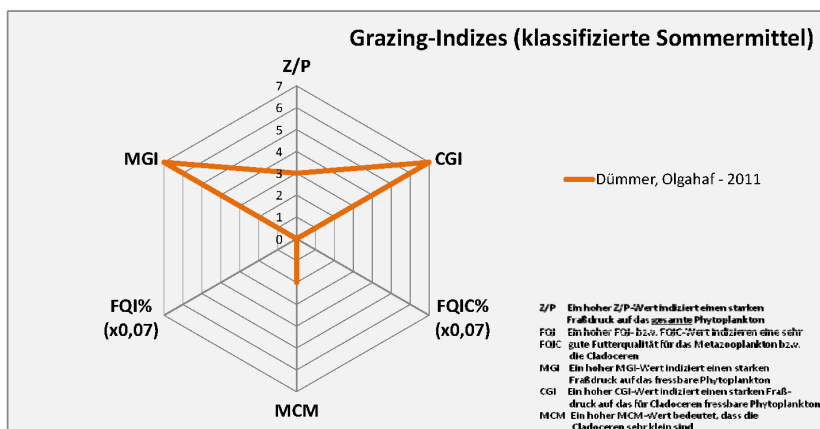


Abbildung 6: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Dümmer

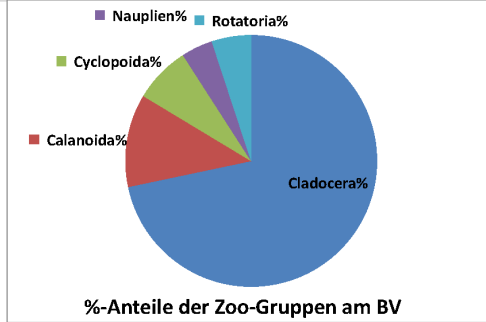
## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"

Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Schleswig-Holstein
Gewässername	Dobersdorfer See vor Schlesien, tiefste Stelle
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	14
Schichtungsverhalten	polymiktisch
Untersuchungsjahr	2011
gemittelte Monate (N)	3
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichtiefe (m)	0.83
Chlorophyll a (µg/l)	56.8
gemittelte Monate (N)	3
PSI-Wert	2.90

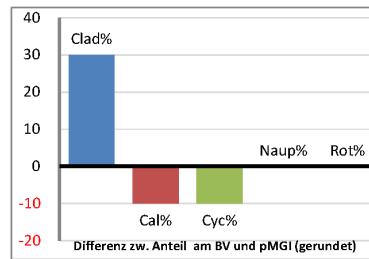


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	11.571	mm3/l
fressbares Phyto-BV	2.127	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	1.370	mm3/l

Metazooplankton	
Gilden-Zoo-BV	3.301 mm3/l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	20
Cladocera (FQIC)	10
Calanoida (o. Nauplien)	60
Rotatoria (FQIR)	10



#### Grazing-Indizes

Grazing-Effektstärke (GES)	Effektklasse	
4	mittel	
Z/P	2	30
MGI	4	125

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)		[%]
pMGI_Cladocera	98	
pMGI_Copepoda	2	
pMGI_Rotatoria	1	

Anteile der Gruppen am Biovolumen		[%]
Cladocera	72	
Copepoda	23	
Rotatoria	5	

Differenz CGI - Z/P	3
---------------------	---

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen		
CGI - Cladocera	5	171
CalGI - Calanoida	1	7
RGI - Rotatoria	1	12

Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)		Effektklasse
MCM (Gilden-TM)	mittel	4
RaubCladoceren-Index	1	% Clad-BV

#### Automatisierter Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. Ein inverser Grazing-Effekt ist möglich, d.h. der starke Fraßdruck der Cladoceren auf die kleine Fraktion fressbaren Phytoplanktons verbessert evtl. die Konkurrenzbedingungen für das dominante nicht-fressbare Phytoplankton. Die allgemeine Futterqualität ist sehr gering (FQI<20%). Sehr geringe Futterqualität für Cladoceren (FQIC=10%). Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr hoch (>=70%). Hinweis auf Sonderbedingungen!

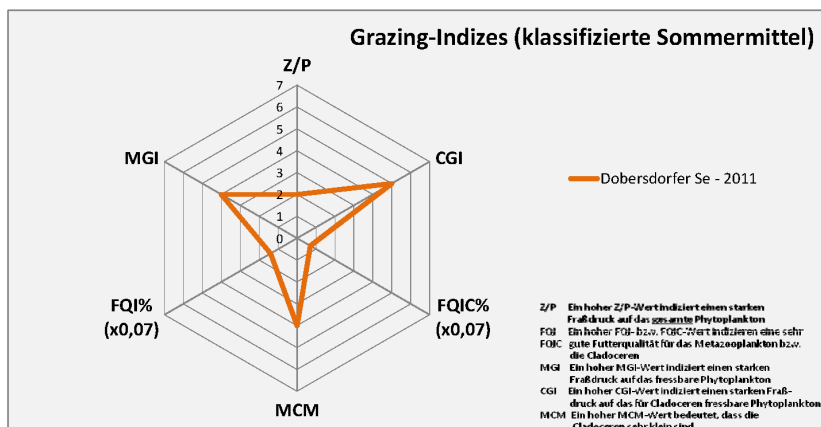


Abbildung 7: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Dobersdorfer Sees (vor Schlesien)



### 6.3.6 Beispiel: Plauer See – Typ 10.1 – Sommer 2007 (Abb. 8)

Der geschichtete Plauer See in Mecklenburg-Vorpommern weist im Sommer 2007 aus der Sicht des Metazooplanktons deutliche Merkmale einer relativ geringen Trophie auf: Das Biovolumen des Metazooplanktons liegt mit  $2,2 \text{ mm}^3/\text{l}$  im mesotrophen Bereich und Copepoden dominieren deutlich mit 76 %. Die Futterqualität liegt im niedrigen bis mittleren Bereich mit einem FQI und FQIC von 30 %. Der Grazing-Effekt wird als stark, aber nicht sehr stark eingeschätzt (Z/P und MGI: Klasse 5). Die Cladoceren üben mit einem CGI von 5 einen starken Effekt auf ihre Nahrungsressourcen aus. Die MCM-Effektklasse 6 ist durch die Dominanz kleiner Cladoceren (*Bosmina coregoni*, *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma*) überraschend hoch, was sich im Radardiagramm in der nach unten gerichteten pfeilförmigen Spitze ausdrückt. Da große Cladoceren bei niedrigen Nahrungskonzentrationen als effektivere Konsumenten gelten, kann die Zusammensetzung des Metazooplankton im Plauer See nur als Resultat des Prädationsdrucks durch planktivore Fische betrachtet werden. Hier liegt ein großes Potential für eine weitere Trophieverbesserung.

### 6.3.7 Beispiel: Groß Glienicker See – Typ 13 – Sommer 2008 (Abb. 9)

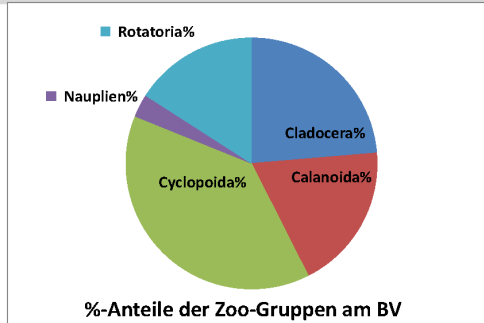
Das Metazooplankton-Biovolumen im mesotrophen, dimiktischen Groß Glienicker See an der Grenze zwischen Berlin und Brandenburg liegt im Sommer 2008 bei  $2,5 \text{ mm}^3/\text{l}$  und damit im mesotrophen Bereich. Es ist neben dem hohen Anteil der Cladoceren (46 %) durch einen besonders hohen Anteil der Calanoiden (37 %) am Biovolumen des Metazooplanktons gekennzeichnet. Das Phytoplankton-Biovolumen ist gering ( $1,23 \text{ mm}^3/\text{l}$ ), hat aber eine relativ gute Futterqualität (FQI: 40 %, FQIC: 50 %). Die Grazing-Effektstärke ist mit Effektklasse 6 sehr hoch. Den großen Einfluss des Grazing teilen sich zu gleichen Teilen die Cladoceren (*Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum*) und der Calanoide *Eudiaptomus gracilis*. Die MCM-Effektklasse hat den Wert 5, was einen starken Prädationsdruck durch Fische signalisiert und sich im Radardiagramm durch die deutlich nach unten gerichtete Spitze ausdrückt. Ein Problem mit dem der See auch nach der Seentherapie (Phosphorfällung) und dem Übergang in den mesotrophen Zustand zu kämpfen hat. Wenn sich durch ein geeignetes Fischmanagement der Fraßdruck auf die Daphnien weiter verringern ließe, wäre mit der Etablierung größerer, effektiverer Arten (z.B. *D. pulicaria*) in kurzer Zeit zu rechnen, wodurch sich die Sichttiefe weiter deutlich erhöhen könnte und auch das Wachstum von Makrophyten gefördert würde.

## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"  
 Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Mecklenburg-Vorpommern
Gewässername	Plauer See, Mitte
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	10.1
Schichtungsverhalten	geschichtet
Untersuchungsjahr	2007
gemittelte Monate (N)	3
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichtiefe (m)	2.07
Chlorophyll a (µg/l)	8.0
gemittelte Monate (N)	3
PSI-Wert	1.47



<b>Phytoplankton</b>		
Gilden-Phyto-BV	1.486	mm3/l
fressbares Phyto-BV	0.502	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0.522	mm3/l

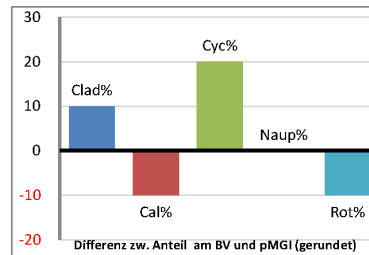
<b>Metazooplankton</b>	
Gilden-Zoo-BV	2.176 mm3/l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	30
Cladocera (FQIC)	30
Calanoida (o. Nauplien)	40
Rotatoria (FQIR)	30

#### Grazing-Indizes

	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	5	stark
Z/P	5	166
MGI	5	184
Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI) [%]		
pMGI_Cladocera	31	
pMGI_Copepoda	63	
pMGI_Rotatoria	6	



<b>Anteile der Gruppen am Biovolumen [%]</b>	
Cladocera	24
Copepoda	60
Rotatoria	16

Differenz CGI - Z/P	0
---------------------	---

#### Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen

CGI - Cladocera	5	181
CalGI - Calanoida	3	67
RGI - Rotatoria	2	30

#### Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)

	Effektklasse
MCM (Gilden-TM)	sehr stark 6
RaubCladoceren-Index	0 % Clad-BV

#### Automatisierter Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch (GES>=5). Der MCM-Index ist sehr hoch (>=6), d.h. die Cladoceren sind klein (<1,5µg/Ind TM). Sie haben trotzdem ein hohes Grazing-Potential (CGI>=5). Hoher Prädationsdruck durch Fische und/oder abiotischer Stress sind mögliche Ursachen. Während intensiver Wachstumsphasen (z.B. Frühjahr) kann auch die Dominanz von Juvenilstadien verantwortlich sein.

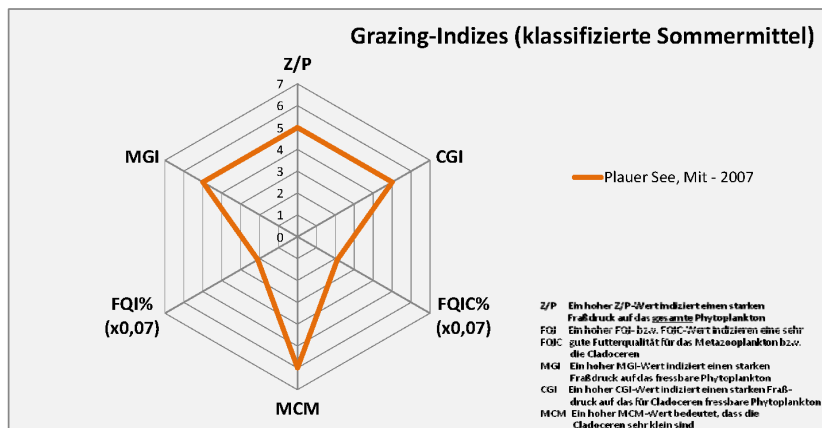


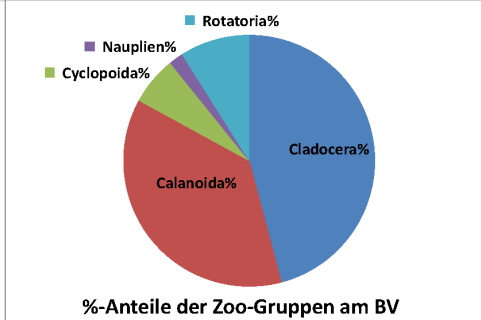
Abbildung 8: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Plauer Sees (Mitte)

## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"  
Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Berlin
Gewässername	Groß Glienicker See, 1
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	13
Schichtungsverhalten	geschichtet
Untersuchungsjahr	2008
gemittelte Monate (N)	3
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichtiefe (m)	3.10
Chlorophyll a ( $\mu\text{g/l}$ )	5.9
gemittelte Monate (N)	3
PSI-Wert	2.72

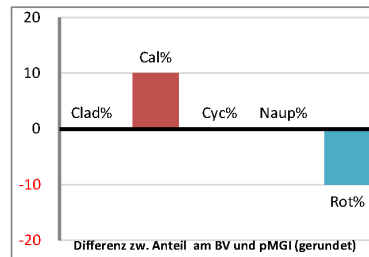


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	1.230	mm <sup>3</sup> /l
fressbares Phyto-BV	0.539	mm <sup>3</sup> /l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0.713	mm <sup>3</sup> /l

Metazooplankton	
Gilden-Zoo-BV	2.485 mm <sup>3</sup> /l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	40
Cladocera (FQIC)	50
Calanoida (o. Nauplien)	30
Rotatoria (FQIR)	40



#### Grazing-Indizes

	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	6	sehr stark
Z/P	6	350
MGI	5	303

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)		
pMGI_Cladocera	44	
pMGI_Copepoda	54	
pMGI_Rotatoria	3	

Anteile der Gruppen am Biovolumen		[%]
Cladocera	46	
Copepoda	45	
Rotatoria	9	

Differenz CGI - Z/P	0
---------------------	---

#### Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen

CGI - Cladocera	5	306
CalGI - Calanoida	6	394
RGI - Rotatoria	3	80

#### Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)

	Effektklasse
MCM (Gilden-TM)	stark
RaubCladoceren-Index	13 % Clad-BV

#### Automatisierter

#### Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch (GES>=5). Herbivore calanoiden Copepoden tragen wesentlich zum hohen Grazing-Potential bei.

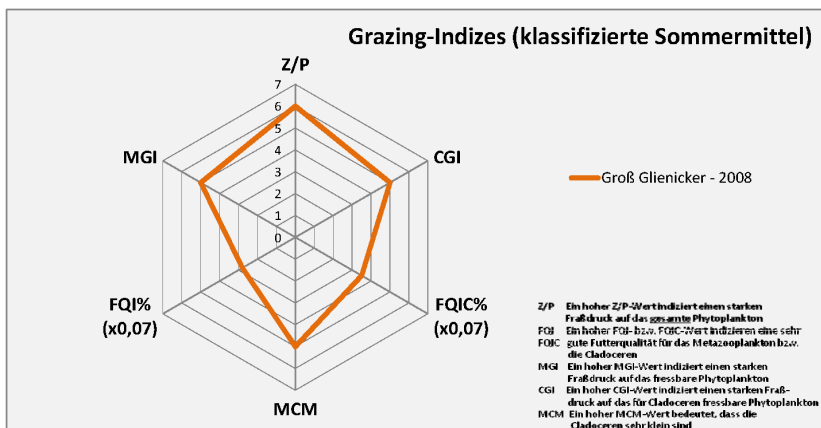


Abbildung 9: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Groß-Glienicker Sees

### 6.3.8 Beispiel: Kulkwitzer See – Typ 13k – Sommer 2009 (Abb. 10)

Der geschichtete Kulkwitzer See bei Dresden ist ein ehemaliger Tagebausee, der jetzt in einem oligotrophen Zustand ist. Das Metazooplankton-Biovolumen im Sommer 2009 liegt im Nordbecken mit  $1,1 \text{ mm}^3/\text{l}$  im mesotrophen Bereich an der Grenze zur Oligotrophie. Es setzt sich zu fast gleichen Teilen aus Cladoceren (52 %) und Copepoden (41 %) zusammen. Das Phytoplankton-Biovolumen ist mit  $0,3 \text{ mm}^3/\text{l}$  sehr gering, hat aber eine hohe Futterqualität (FQI: 50 %), insbesondere für die Cladoceren (FQIC: 60 %). Vor dem Hintergrund der durch das Metazooplankton indizierten Mesotrophie erscheint die Dominanz der Cladoceren nicht ungewöhnlich. Würde man von starker Oligotrophie ausgehen (Phytoplankton-Biovolumen!) wäre eine noch stärkere Dominanz der Copepoden zu erwarten. Das Nahrungsangebot ist offensichtlich für Cladoceren noch ausreichend. Der Grazing-Effekt ist erwartungsgemäß sehr stark (Effektklasse 6) und trägt zu der hohen mittleren, sommerlichen Sichttiefe von über 10 m bei. Die wichtigsten Grazer sind *Daphnia rosea* (= *Daphnia longispina*), eine mittelgroße Daphnien-Art, und der Calanoide *Eudiaptomus gracilis*. Die Größenstruktur der Cladoceren ergibt eine MCM-Effektklasse von 3, d.h. Fischprädation ist nur schwach ausgeprägt. Das Radardiagramm zeigt eine ausgewogene Struktur ohne Spitzen.

### 6.3.9 Beispiel: Hopfensee – Typ 2+3 – Sommer 2007 (2 Termine) (Abb. 11)

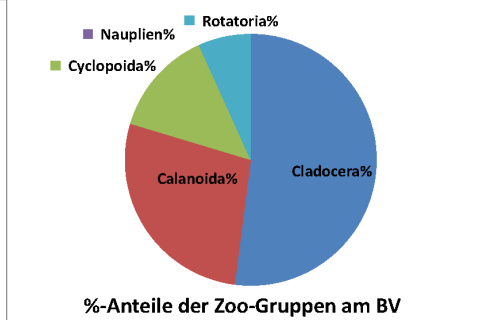
Der geschichtete Hopfensee in Bayern hat ein ähnlich hohes Metazooplankton-Biovolumen wie der mesotrophe Groß-Glienicker See. Die Zusammensetzung des Metazooplankton-Biovolumens mit einem Anteil der Cladoceren von 75 % signalisiert allerdings einen höheren Trophiegrad, das gleiche gilt auch für die Form des Radardiagramms, die sich dem eutrophen Typus nähert. Eine hohe Abundanz des Rädertiers *Keratella tecta*, das auch als Trophieindikator betrachtet wird, an einem Termin ( $>1000 \text{ Ind/l}$ ) weist in die gleiche Richtung. Die Futterqualität für das gesamte Metazooplankton und die Cladoceren im Speziellen liegt nur bei 30 % (FQI, FQIC). Der Wert für die Calanoiden ist deutlich höher (60 %), schlägt sich aber nicht in einem signifikanten Anteil am Biovolumen nieder (2 %). Die Grazing-Effektstärke ist stark, aber nicht sehr stark ausgeprägt. Der Wert der MCM-Effektklasse liegt bei 5 und deutet auf einen starken Prädationsdruck durch Fische hin. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang das hohe Biovolumen der sehr kleinen und streng litoralen Cladocere *Ilyocryptus agilis*. Sie ist kein Filtrierer im engeren Sinne und könnte das Ergebnis der PhytoLoss-Berechnungen deutlich verfälscht haben, weil die Voraussetzungen nicht gegeben sind. Die Dominanz von *Ilyocryptus* in den Proben spricht deutlich für Flachsee-Bedingungen mit Makrophyten anstatt für einen geschichteten See, falls die Probenahme repräsentativ für den See war.

## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"  
Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Sachsen
Gewässername	Kulkwitzer See, Nord
Gewässerart	Tagebausee
LAWA-Seen-Subtyp	13k
Schichtungsverhalten	geschichtet
Untersuchungsjahr	2009
gemittelte Monate (N)	3
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichtiefe (m)	10.40
Chlorophyll a (µg/l)	1.1
gemittelte Monate (N)	3
PSI-Wert	0.50

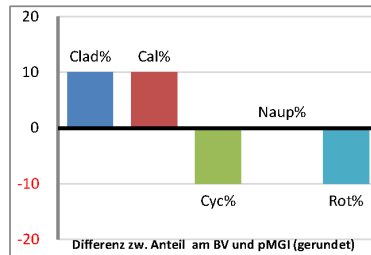


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	0.284	mm <sup>3</sup> /l
fressbares Phyto-BV	0.135	mm <sup>3</sup> /l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0.163	mm <sup>3</sup> /l

<b>Metazooplankton</b>	
Gilden-Zoo-BV	1.135 mm <sup>3</sup> /l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	50
Cladocera (FQIC)	60
Calanoida (o. Nauplien)	40
Rotatoria (FQIR)	50



#### Grazing-Indizes

	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	6	sehr stark
Z/P	6	520
MGI	6	382

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)		[%]
pMGI_Cladocera	58	
pMGI_Copepoda	40	
pMGI_Rotatoria	1	

Anteile der Gruppen am Biovolumen		[%]
Cladocera	52	
Copepoda	41	
Rotatoria	7	

Differenz CGI - Z/P	0
---------------------	---

#### Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen

CGI - Cladocera	6	432
CalGI - Calanoida	5	312
RGI - Rotatoria	3	55

#### Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)

	Effektklasse	
MCM (Gilden-TM)	schwach	3
RaubCladoceren-Index	0	% Clad-BV

#### Automatisierter Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch (GES>=5). Herbivore calanoidae Copepoden tragen wesentlich zum hohen Grazing-Potential bei.

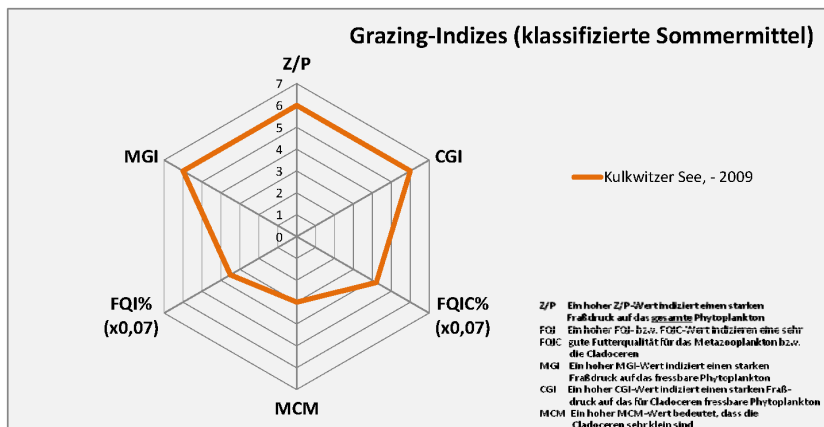


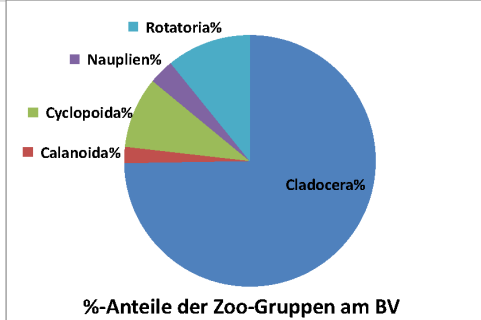
Abbildung 10: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Kulkwitzer Sees (Nord)

## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

### Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"  
Stand: 04. Oktober 2014 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Bayern
Gewässername	Hopfensee (1231223000)
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	2+3
Schichtungsverhalten	geschichtet
Untersuchungsjahr	2007
gemittelte Monate (N)	2
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichttiefe (m)	2.10
Chlorophyll a (µg/l)	31.1
gemittelte Monate (N)	2
PSI-Wert	2.76

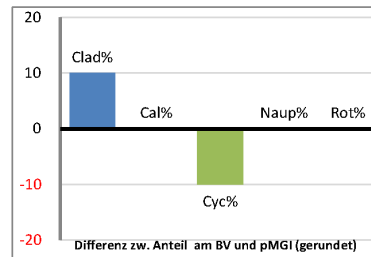


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	3.228	mm3/l
fressbares Phyto-BV	0.938	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0.922	mm3/l

Metazooplankton	
Gilden-Zoo-BV	2.459 mm3/l

#### Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	30
Cladocera (FQIC)	30
Calanoida (o. Nauplien)	60
Rotatoria (FQIR)	20



Grazing-Indizes	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	5	stark
Z/P	3	77
MGI	5	182

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)	[%]
pMGI_Cladocera	86
pMGI_Copepoda	3
pMGI_Rotatoria	12

Anteile der Gruppen am Biovolumen	[%]
Cladocera	75
Copepoda	14
Rotatoria	11

Differenz CGI - Z/P	2
---------------------	---

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen	[%]
CGI - Cladocera	5
CalGI - Calanoida	1
RGI - Rotatoria	2

Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)	Effektklasse
MCM (Gilden-TM)	stark 5
RaubCladoceren-Index	26 % Clad-BV

Automatisierter  
Kommentar

PhytoLoss-Modul Version 1.2. WARNUNG: für das Sommermittel standen nur 2 Einzelwerte zur Verfügung. Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr hoch (>=70%). Hinweis auf Sonderbedingungen!

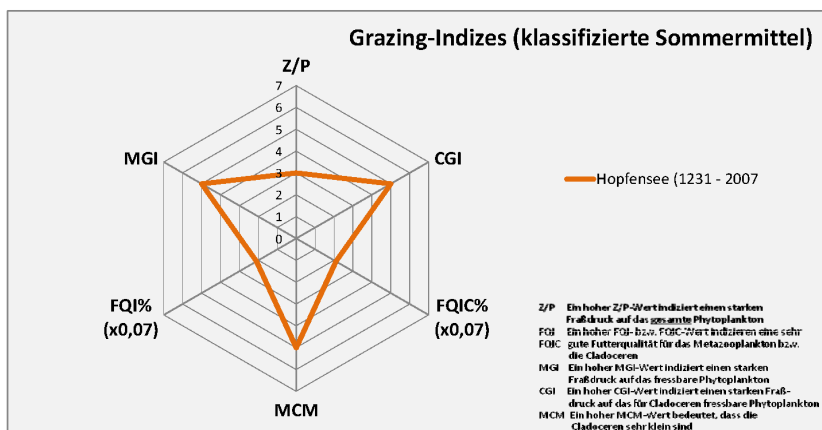


Abbildung 11: Beispiel der zusammenfassenden Ausgabe von ausgewählten PhytoLoss- und anderen Indizes durch den vom Programm-Modul automatisch generierten „Zooplankton-Steckbrief“, hier am Beispiel des Hopfensees



## 7 Ausblick

Das PhytoLoss-Verfahren nutzt in der vorliegenden Version Kenngrößen für das Zooplankton-Grazing und die Cladoceren-Masse, um die Interaktion zwischen dem Metazooplankton und dem Phytoplankton zu interpretieren. Dabei wird das gesamte indikative Potential, das in den erhobenen Analysedaten des Metazooplanktons steckt, bei weitem nicht voll ausgenutzt.

So wurde im Laufe der Bearbeitung die Fokussierung der Grazing-Indizes auf die Cladoceren, wie in der ersten Version von PhytoLoss, wieder fallen gelassen, weil sich anhand des Testdatensatzes zeigte, dass mit hoher indikativer Bedeutung auch andere Gruppen des Metazooplanktons z.T. erheblich zum Grazing-Potential beitragen können. Gilden(gruppen)-spezifische Grazing-Indizes, wie z.B. der RGI (Rotatorien-Grazing-Index) können das jetzt verdeutlichen. Auch die mit der Version 1.2 neu eingeführten partiellen MGI ( $pMGI_n$ ) geben darüber Auskunft, wie stark der Beitrag der verschiedenen Gilden(gruppen) zum MGI ist, d.h. der potentiellen Grazing-Effektstärke bezogen auf das fressbare Phytoplankton. In knapp 20 % der Seenjahre (N=465) indizierten die gildenspezifischen Grazing-Indizes einen erheblichen Beitrag von anderen Gruppen als den Cladoceren.

Dieser Aspekt ist zentral für die Definition der zukünftigen Aufgaben. Sie umfassen im Einzelnen:

- die Prüfung und Bestimmung der Bandbreiten der Metriks und ihrer Klassifizierung, u.a. mithilfe der Radardiagramme, für verschiedene Seentypen, Referenz- und Degradations-zustände
- eine Feinjustierung und Überprüfung der automatischen Kommentare im Hinblick auf die Ableitung von Handlungsempfehlungen
- die Prüfung der Futterqualitätsindizes, insbesondere für Daphnien mithilfe der z.T. gleichzeitig vorhandenen Daten zu deren Gelegegrößen
- die Einbeziehung weiterer Zooplankton-Parameter, z.B. absolute und relative Biomasse, andere gildenspezifische Grazing-Indizes, in die Visualisierung und Validierung der Aussagen
- die Betrachtung von Vergleichszeiträumen, insbesondere des Frühjahrs (März-Juni), weil dann Fisch-Prädation ausgeschlossen werden kann

Durch die Einführung der Mindestbestimmungstiefe im Rahmen der OTL-MZ ist jetzt erstmalig die Möglichkeit gegeben, auch die Artenvielfalt des Metazooplanktons in einer nachvollziehbaren Art und Weise in die Analyse unterschiedlicher Systemzustände einzubeziehen. Schon in der aktuellen Version wird eine darauf basierende Gesamt-Artenzahl auf dem Arbeitsblatt „PL\_TM\_mg\_L\_\_Artzahl\_Grossgruppe“ der Exportdatei ausgegeben. Hier bietet für die Zukunft gerade die Auswertung der Daten zu den Rotatorien ein großes



ungenutztes Potential, denn als artenreichste Metazooplankton-Gruppe mit verschiedenen Spezialisten stehen sie zugleich in einem scharfen, direkten Konkurrenzverhältnis zu den Cladoceren. Sobald der Fraßdruck durch Fische für die Cladoceren zu stark wird, reagieren sofort die Rotatorien mit einer Zunahme von Biomasse und Artenzahl. Eine umfassendere synoptische Auswertung der schon vorhandenen Metazooplankton-Daten verspricht neben einer Erweiterung in Bezug auf den Faktor Grazing auch eine bessere Abgrenzung gegenüber abiotischen Einflussgrößen, die sich auf die Artenzusammensetzung des Zooplanktons auswirken.

Über den bisherigen Ansatz von PhytoLoss hinaus, wo die relative Größe und Form der Algen wesentlich ihre Futterqualität bestimmen, bestünde durch die gute Datenbasis von PhytoSee und PhytoLoss auch die Möglichkeit statistisch zu prüfen, inwieweit auch andere in Laboruntersuchungen nachgewiesenermaßen wichtige Einflüsse auf die Futterqualität, wie insbesondere der P- oder N-Gehalt der Algenzellen, im Freiland eine Rolle spielen, und evtl. in PhytoLoss integriert werden können. Im Gegensatz zu Untersuchungen mit *Daphnia* fanden Ramos-Rodriguez & Conde-Porcuna (2003), dass *Cryptomonas*, die unter P- oder N-limitierenden Bedingungen wuchsen, eine höhere Futterqualität und ein besseres Wachstum bei *Keratella cochlearis* auslösten. Die auch im Freiland z.T. sehr häufigen und gut zu bestimmenden Arten/Gruppen *Daphnia-Keratella cochlearis*-*Cryptomonaden* wären ein guter Gruppen-Indikator, um den Einfluss der P- oder N-Limitation des Phytoplanktons auf dessen Futterqualität zu verifizieren. In der Konsequenz könnte ggf. das PhytoLoss-Verfahren modifiziert werden durch eine Anpassung der Futterqualitätsmatrix. Hier besteht die Möglichkeit die Gildendefinitionen und Futterqualitätsfaktoren zu verändern und eine quasi 3-dimensionale Berechnung durchzuführen, wo neben den Phytoplankton-Gilden noch deren potentieller Limitationszustand anhand von Gewässerdaten in die Berechnung integriert wird.

Entlang von Gradienten abiotischer Faktoren lassen sich erwartungsgemäß sensitive bzw. indikative Arten identifizieren. Diese Einflüsse, z.B. durch abiotische Stressoren und hydrologische Verhältnisse, sind bisher nicht systematisch analysiert worden. So können als stoffliche Stressoren pH (saure Tagebauseen), Verockerung, Huminstoffe, Insektizide (Agrar-Kleingewässer) und Schwermetalle (Bergbauseen) wirken. Ein Einfluss der unterschiedlichen Hydrologie in Flusseen, Flachseen, und Grundwasser gespeiste Seen auf das Zooplankton ist teils bekannt, doch dessen Wirkung auf die hier vorgestellten Indizes nicht quantifiziert. Durch eine geeignete Gruppierung der Gewässer könnte dies in einem Folgeprojekt in einer statistischen Analyse identifiziert und ggf. quantifiziert werden, um evtl. Gewichtungsfaktoren daraus abzuleiten. Gleichzeitig bietet sich eine Erweiterung des Verfahrens um Aspekte der Artenvielfalt und Bioindikation an, die die schon vorhandene Kombination von PhytoLoss-Datenbank und standardisierter Taxaliste (OTL-MZ) voll ausnutzt.

Eine weitere zentrale Aufgabe für die Zukunft ist die Konsolidierung des Größenparameters des Metazooplanktons, und speziell der Cladoceren, als wichtigster Indikator für den Prädationsdruck durch Fische und damit zugleich als Schlüsselfaktor für die Ableitung von Handlungsempfehlungen, z.B. im Bereich der Fischbewirtschaftung. Dazu sollte auf breiterer Datenbasis und durch die Verwendung von Daten zur Fischbiozönose eine Kalibrierung und Verbesserung des Zooplankton-Größenindex MCM vorgenommen werden. Der jetzt genutzte MCM ist ein einfacher Parameter, der nur die Cladoceren repräsentiert und zeitweise von demographischen Faktoren innerhalb der Cladoceren (Anteil von kleinen Jungtieren) beeinflusst wird. Es stehen jetzt mit der PhytoLoss-Datenbank aber bessere Daten zur Verfügung, die auch einen anderen statistischen Ansatz z.B. auf der Basis der Größenverteilung des gesamten Metazooplanktons oder anderer schon früher genutzter und aus der Literatur bekannter Indizes erlauben würden.

Für die Qualitätssicherung der Artdetermination ist aufgrund der weitgestreuten Literatur eine „Bestimmungshilfe Metazooplankton“ mit vielen Erläuterungen und Bildern zu erarbeiten. In die gleiche Richtung geht die Erweiterung der OTL-MZ durch Kommentare zur Bestimmbarkeit und den Bestimmungsmerkmalen einzelner kritischer Taxa (z.B. *Daphnia*-Hybride), die mit dem dafür schon reservierten Feld <KritTax> verlinkt werden können.

Auch die Implementierung standardisierter Biomassefaktoren für das Metazooplankton ist als weiterer Schritt zur Qualitätssicherung in einem zukünftigen Projekt durchzuführen.

## 8 Copyright

Die Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ) mit den Arbeitsblättern „OTL-MZ\_V1.1“, „Synonyme“ und „Legende\_OTL-MZ“ wurde von Rainer Deneke und Gerhard Maier erstellt. Zusammen mit den anderen in dieser Arbeitsmappe enthaltenen Arbeitsblättern von Rainer Deneke und Ute Mischke mit den Dateneingabemasken für das PhytoLoss-Modul stehen sie unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung - Nicht kommerziell - Weitergabe unter gleichen Bedingungen 3.0. DEUTSCHLAND (CC BY-NC-SA 3.0 DE). Diese Lizenz gilt auch für die Software „PhytoLoss-Modul“. Um eine Kopie dieser Lizenz zu sehen, besuchen Sie:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/de>

Zur Qualitätssicherung werden das PhytoLoss-Modul, die Übergabeformate, die OTL-MZ sowie diese Verfahrensvorschrift mit einer Versionsnummer versehen, die stets mit dokumentiert werden sollte. Dadurch werden ggf. Änderungen in der Interaktionsmatrix (Gildendefinition, Futterqualitätsfaktoren) und bei anderen wichtigen Bestandteilen dieses Verfahrens kenntlich gemacht.



## 9 Literatur

### 9.1 Referenz-Bestimmungsliteratur für das Metazooplankton

Die hier gelistete Referenz-Bestimmungsliteratur ist für die Bestimmung der Taxa der Operativen Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ, Tabelle 12) verbindlich. Die Zuordnung erfolgt mithilfe der im Feld <Ref-Lit> angegebenen und aufgelösten Abkürzungen. Weitere Literaturquellen sind zur Bestimmung hilfreich und sinnvoll, aber nicht Gegenstand dieses Verfahrens.

- DON65** Donner, J. 1965. Ordnung Bdelloidea (Rotatoria, Rädertiere). In H. Franz (Hrsg.) Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas Lfg. 6. Akademie-Verlag, Berlin: 297 S.
- EGG99** Eggers, T.O., A. Martens & K. Grabow, 1999. *Hemimysis anomala* Sars im Stichkanal Salzgitter (Crustacea: Mysidacea). *Lauterbornia* 35: 43-47.
- EIN93** Einsle, U. 1993. Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hrsg.) Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8, 4-1. G. Fischer, Stuttgart: 208 S.
- FLO72** Flößner, D. 1972. Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda - Fischläuse, Branchiura. In M. Dahl & F. Peus (Hrsg.) Die Tierwelt Deutschlands. 60. Teil. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena: 501 S.
- FLO00** Flößner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys, Leiden: 440 S. (Nicht zur Bestimmung von *Diaphanosoma* und *Chydoridae* verwenden)
- JAN96** Janetzky, W., R. Enderle & W. Noodt 1996. Crustacea, Copepoda, Gelyelloida und Harpacticoida. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hrsg.) Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8, 4-2. G. Fischer, Stuttgart: 227 S.
- JER11** Jersabek, Ch.D., G. Weithoff & T. Weisse 2011. *Cephalodella acidophila* n. sp. (Monogononta: Notommatidae), a new rotifer species from highly acidic mining lakes. *Zootaxa* 2939: 50–58.
- KOR92** Korovchinsky, N.M. 1992. Sididae & Holopediidae (Crustacea: Daphniiformes). In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 3. SPB Academic Publishing, The Hague.
- KOS78** Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta. 2. Aufl., Neubearb. v. Walter Koste. I. Textband, 63 Abb. 673 S., II. Tafelband, 234 Taf. Borntraeger, Berlin.
- LIE96** Lieder, U. 1996. Crustacea Cladocera/Bosminidae. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hrsg.) Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/2-3. G. Fischer, Stuttgart: 80 S.

- NOG02** Nogrady, T. & H. Segers (Eds) 2002. Rotifera. Vol. 6: Asplanchnidae, Gastro-podidae, Lintiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 18. Backhuys Publishers, Leiden: 264 pp.
- NOG95** Nogrady, T., R. Pourriot & H. Segers 1995. Notommatidae and Scaridiidae. Rotifera Vol. 3. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 8. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- ORL01** Orlova-Bienkowskaja, M.Y. 2001. Cladocera: Anomopoda. Daphniidae: genus *Simocephalus*. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 17. Backhuys Publishers, Leiden: 130 pp.
- RIV98** Rivier, I.K. 1998. The predatory Cladocera (Onychopoda: Podonidae, Polyphemidae, Cercopagidae) and Leptodoridae of the world. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 13. Backhuys, Leiden.
- SEG95** Segers H. 1995. The Lecanidae (Monogononta). Rotifera Vol. 2. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 6. SPB Academic Publishing, The Hague.
- SES10** Segers, H, S. Savatnalinton 2010. A critical re-evaluation of the Lecanidae of Thailand, with the description of a new species. International Review of Hydrobiology 95 (4-5): 343-351.
- SEW01** Segers, H.H., R.L. Wallace 2001. Phylogeny and classification of the Conochilidae (Rotifera, Monogononta, Flosculariacea). Zoologica Scripta 30: 37-48. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1463-6409.2001.00048.x>
- SMD93** Segers, H., G. Murugan, H.J. Dumont 1993. On the taxonomy of the Brachionidae: description of *Plationus* n. gen. (Rotifera, Monogononta). Hydrobiologia 268: 1-8. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00005736>
- SME96a** De Smet, W.H. 1996. The Proalidae (Monogononta). Rotifera Vol. 4. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 9. SPB Academic Publishing, The Hague.
- SME96b** De Smet, W.H. & R. Pourriot 1996. The Dicranophoridae (Monogononta) and Theituridae. Rotifera Vol. 5. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 12. SPB Academic Publishing, The Hague.
- SMI92** Smirnov, N.N. 1992. The Macrothricidae of the world. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 1. SPB Academic Publishing, The Hague.

**SMI96** Smirnov, N.N. 1996. Cladocera: The Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the World. In H.J.F. Dumont (Co.-Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Vol. 6. SPB Academic Publishing, The Hague.

## 9.2 Literatur zum PhytoLoss-Verfahren

Benndorf, J., 1994. Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. *Limnologica* 24: 121–135.

Benndorf, J., 1995. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomani-  
pulation. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 80: 519–534.

Black, A.R. & S.I. Dodson, 2003. Ethanol: a better preservation technique for *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr. Methods* 1: 45-50.

Böing, W., A. Wagner, H. Voigt, T. Deppe & J. Benndorf, 1998. Phytoplankton responses to grazing by *Daphnia galeata* in the biomanipulated Bautzen reservoir. *Hydrobiologia* 389: 101-114.

Böttjer, D., C.E. Morales & U. Bathmann, 2010. Trophic role of small cyclopoid nauplii in the microbial food web: a case study in the coastal upwelling system off Central Chile. *Mar. Biol.* 157: 689-705.

Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.* 24: 419-456.

Brendelberger, H., 1985. Filter mesh-size and retention efficiency for small particles: comparative studies with Cladocera. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)* 21: 135-146.

Brendelberger, H., M. Herbeck, H. Lang & W. Lampert, 1986. *Daphnia*'s filters are not solid walls. *Arch. Hydrobiol.* 107: 197-202.

Brooks, J.L. & S.I. Dodson, 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28–35.

Burns, C.W., 1968. The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnol. Oceanogr.* 13: 675-678.

DeMott, W.R., 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnol. Oceanogr.* 27: 518-527.

DeMott, W.R., 1985. Relations between filter mesh-size, feeding mode, and capture efficiency for cladocerans feeding on ultrafine particles. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)* 21: 125-134.

DeMott, W.R., 1986. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. *Oecologia* 69: 1432-1439.

- DeMott, W.R., 1988. Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. *Limnol. Oceanogr.* 33: 397-408.
- DeMott, W.R. & M.D. Watson, 1991. Remote detection of algae by copepods: responses to algal size, odors and motility. *J. Plankton Res.* 13: 1203-1222.
- Deneke, R., 2008. Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Münster. Eigenverlag der DGL: 373–377.
- Deneke, R., G. Maier & U. Mischke, 2014. Das PhytoLoss – Modul. Kurzanleitung. Stand: Dezember 2014. Im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen), Projekt O8.12 (Projektmodul PhytoLoss), Bad Saarow: 32 S.
- DIN EN 15110. Wasserbeschaffenheit Anleitung zur Probenahme von Zooplankton in stehenden Gewässern (M 16).
- Dumont, H.J., 1977. Biotic factors in the population dynamics of rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8: 98-122.
- Dumont, H.J., I. Van de Velde & S. Dumont, 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19: 75-97.
- Ejsmont-Karabin, J., 1974. Studies on the feeding of planktonic polyphage *Asplanchna priodonta* GOSSE (Rotatoria). *Ekol. Pol.* 22: 311-317.
- EU-WRRL, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Fryer, G., 1957. The food of some freshwater cyclopoid copepods and its ecological significance. *J. Anim. Ecol.* 26: 263-286.
- Gannon, J.E. & R.S. Stemberger, 1978. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97 (1): 16-35.
- Geller, W. & H. Müller, 1981. The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh sizes and their implications on food selectivity. *Oecologia* 49: 316-321.
- Gilbert, J.J. & M.W. Durand, 1990. Effect of *Anabaena flos-aquae* on the ability of *Daphnia* and *Keratella* to feed and reproduce on unicellular algae. *Freshwat. Biol.* 24: 577-596.
- Gliwicz, Z.M., 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol.* 36: 664-707.
- Gliwicz, Z.M., 1977. Food size election and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake. *Ekol. Pol.* 25: 179-225.

- Gliwicz, Z.M. & E. Siedlar, 1980. Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. *Arch. Hydrobiol.* 88: 155-177.
- Gophen, M. & W. Geller, 1984. Filter mesh size and food particle uptake by *Daphnia*. *Oecologia* 64: 408-412.
- Große, N., 2009. Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren. Endbericht 07.10.2009. ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V., Dresden: 122 S.
- Hall, D.J., S.T. Threlkeld, C.W. Burns & P.H. Crowley, 1976. The Size-Efficiency Hypothesis and the Size Structure of Zooplankton Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 177–208.
- Hart, R.C. & B. Santer, 1994. Nutritional suitability of some uni-algal diets for freshwater calanoids: unexpected inadequacies of commonly used edible greens and others. *Freshwat. Biol.* 31: 109-116.
- Hawkins, P. & W. Lampert, 1989. The effect of *Daphnia* body size on filtering rate inhibition in the presence of a filamentous cyanobacterium. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1084-1089.
- Heerkloß, R. & S. Hiawa, 1995. Feeding biology of two brachionid rotifers: *Brachionus quadridentatus* and *Brachionus plicatilis*. *Hydrobiologia* 313-314: 219-221.
- Hopp, U. & G. Maier, 2005a. Survival and development of five species of cyclopoid copepods in relation to food supply: experiments with algal food in a flow-through system. *Freshwat. Biol.* 50: 1454-1463.
- Hopp, U. & G. Maier, 2005b. Implications of the feeding limb morphology for herbivorous feeding in some freshwater cyclopoid copepods. *Freshwat. Biol.* 50: 742-747.
- Hopp, U., R. Bleher & G. Maier, 1997. Reproduction and adult longevity of five species of planktonic cyclopoid copepods reared on different diets: a comparative study. *Freshwat. Biol.* 38: 289-300.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151–164.
- Jeppesen, E., P. Noges, T.A. Davidson, J. Haberman, T. Noges, K. Blank, T.L. Lauridsen, M. Søndergaard, C. Sayer, R. Laugaste, L.S. Johansson, R. Bjerring, S.L. Amsinck, 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, Vol. 676 (1): 279-297
- Jersabek, C.D. & M.F. Leitner, 2013. The Rotifer World Catalog. World Wide Web electronic publication, accessed February 2014. <http://www.rotifera.hausdernatur.at>
- Jersabek, C.D., W.H. De Smet, C. Fischer, D. Fontaneto, E. Michaloudi, R.L. Wallace, H. Segers, 2012. List of Available Names in Zoology, candidate part Phylum Rotifera,



species-group names established before 1 January 2000. 1) Completely defined names (A-list), 217 pp. and 2) incompletely defined names, with no types known (B-list), 53 pp.

Karabin, A., 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication II Modifying effect of biotic agents. *Ecol. Pol.* 33 :617-644.

Kotov, A., L. Forró, N.M. Korovchinsky & A. Petrusek, 2013. World checklist of freshwater Cladocera species. World Wide Web electronic publication. Available online at <http://fada.biodiversity.be/group/show/17>

Lampert, W., 1978. A field study on the dependence of fecundity of *Daphnia spec.* on food concentration. *Oecologia (Berlin)* 36: 363–369.

Lampert, W., 1982. Further studies on the inhibitory effects of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Arch. Hydrobiol.* 95: 207-220.

Lampert, W., 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Z. J. mar. Freshwat. Res.* 21: 483–490.

Lampert, W., 1988. The relative importance of food limitation and predation in the seasonal cycle of two *Daphnia* species. *Verh. int. Ver. Limnol.* 23: 713–718.

Lampert, W. & B.E. Taylor, 1985. Zooplankton grazing in a eutrophic lake: implications of diel vertical migration. *Ecology* 66 (1): 68-82.

Lampert, W. & U. Sommer, 1999. *Limnoökologie*. 2. Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York: 489 S.

Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai & B.E. Taylor, 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography* 31: 478–490.

LVLim, 2012. *Leistungsverzeichnis für Limnologie (LVLim) - Gewässerökologische Untersuchungen*. 2. überarbeitete Auflage. Eigenverlag der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL): 78 S. ISBN 978-3-9813095-1-5.

Maier, G. & H.B. Stich, 2012. *Projekt Zooplankton. Länge, Volumen, Masse. Bericht des Instituts für Seenforschung 12. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)(Hrsg.): 37 S. ISSN 1437-0166*

Mauch, E., U. Schmedtje, A. Maetze & F. Fischer, 2011. *Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.):

[http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet\\_fluesse/qualitaetssicherung/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_fluesse/qualitaetssicherung/index.htm),

McCauley, E., 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In J.A. Downing & F.H. Rigler (Eds.), *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. 2nd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford: p. 501.

- McQueen, D.J. & N.D. Yan, 1993. Metering filtration efficiency of freshwater zooplankton hauls. Reminders from the past. *J. Plankton Res.* 15: 57-65.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2008. Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. In U. Mischke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport 10*, BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/2008: 7–115. ISBN 978-3-940471-06-2.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2014. Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mit dem Phyto-See-Index. Aktualisierung gemäß den Ergebnissen der Projekte des Länderfinanzierungsprogrammes O 3.06, O 7.08, O 9.08, O 9.09, O 4.10. Stand: Dezember 2014.
- Nixdorf, B., E. Hoehn, U. Riedmüller, U. Mischke, I. Schönfelder & M. Bahnwart, 2008. Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In U. Mischke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport Nr. 10*. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/2008, Eigenverlag: 147-184. ISBN 978-3-940471-06-2
- Oomas-Wilms, A., 1997. Are bacteria an important food source for rotifers in eutrophic lakes? *J. Plankton Res.* 19: 1125-1141.
- Padisák, J. & R. Adrian, 1999. 5.1 Biovolumen und Biomasse. In W. von Tümpling & G. Friedrich (Hrsg.), *Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart: 334-367.
- Paffenhöfer, G.-A., 1998. On the relation of structure, perception and activity in marine planktonic copepods. *J. Marine Systems* 15: 457-473.
- Pauli, H.-R., 1989. A new method to estimate individual dry weights of rotifers, *Hydrobiologia* 186/187: 355-361.
- Ramos-Rodriguez, E. & J.M. Conde-Porcuna, 2003. Nutrient limitation on a planktonic rotifer: Life history consequences and starvation resistance. *Limnol. Oceanogr.*, 48(2): 933–938.
- Ronneberger, D., 1998. Uptake of latex beads as size-model for food of planktonic rotifers. *Hydrobiologia* 387-388:445-449.
- Rothhaupt, K.O., 1990. Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species. *L & O* 35: 16-23.
- Rothhaupt, K.O., 1997. Grazing and nutrient influences of *Daphnia* and *Eudiaptomus* on phytoplankton in laboratory microcosms. *J. Plankton Res.* 19: 125-139.
- Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers.- *Archiv für Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie* 8: 71-76.
- Salmaso, N. & J. Padisák, 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97–112.

- Santer, B. & F. van den Bosch, 1994. Herbivorous nutrition of *Cyclops vicinus*: the effect of a pure algal diet on feeding, development, reproduction and life cycle. J. Plankton Res. 16: 171-195.
- Schumpelick-Deuschel, B., 1995. Einfluss der Populationsstruktur, Verteilung und Biomasse des Planktons auf das Community Grazing im Hallwilersee. Dissertation Nr. 11293. TH Zürich.
- Schwoerbel, J., 1994. Methoden der Hydrobiologie. Spektrum Akademischer Verlag; Gustav Fischer. 368pp.
- Segers, H., 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera) with 313 notes on nomenclature, taxonomy and distribution. Zootaxa 1564: 1–104.
- Sommer, U., 2008. Trophic cascades in marine and freshwater plankton. International Review of Hydrobiology 93: 506-516.
- Sommer, U. & F. Sommer, 2005. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. Oecologia 147: 183-194.
- Sommer, F., H. Stibor, U. Sommer & B. Velimirov, 2000. Grazing by mesozooplankton from Kiel Bight, Baltic Sea, on different sized algae and natural seston size fraction. Mar. Ecol. Prog. Ser. 199: 43-53.
- Sommer, U., F. Sommer, B. Santer, C. Jamieson, M. Boersma & T. Hansen, 2001. Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. Ecology Letters 4: 545-550.
- Stich, H.B., G. Maier & A. Hoppe, 2010. Projekt Zooplankton-Probenahme – Bericht der LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg 25 Seiten. <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/216177/>
- TGL 27885/01, April 1982. Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Binnengewässer, Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin.
- Toth, L.G. & N.P. Zankai, 1985. Feeding of *Cyclops vicinus* (Uljanin) (Copepoda: Cyclopoida) in Lake Balaton on the basis of gut content analysis. Hydrobiologia 122: 252-260.
- Von Tümpling, W. & G. Friedrich, 1999. Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- Walter, T.C. & G. Boxshall, 2013. World of Copepods database. Accessed through: World Register of Marine Species in February 2014. <http://www.marinespecies.org>
- Walz, N., S.S.S. Sarma & U. Benker, 1995. Egg size in relation to body size in rotifers: an indication of reproductive strategy? Hydrobiologia 313-314 (1): 165-170.
- Wetzel, R.G., 1983. Limnology. 2<sup>nd</sup> ed. Saunders College Publishing, Philadelphia, etc.

Willmitzer, H., N. Große, A. Mehling, A. Nienhüser, W. Scharf & H.B. Stich, 2010. Bewertung und Bedeutung der Biofiltration des Zooplanktons zur Verbesserung der Wasserqualität in Talsperren. gwf-Wasser/Abwasser 11/2013: 1070–1075.



## 10 Anhang A

### 10.1 Literaturrecherche und Definition von Nahrungsgilden

Literatur-Referenzen siehe Kapitel *Literatur*.

#### 10.1.1 Einteilung des Zooplanktons in Nahrungsgilden

Die **Rotatorien** wurden anhand von Literaturangaben (z.B. Gliwicz, 1969; Ejsmont-Karabin, 1974; Dumont, 1977; Karabin, 1985; Rothhaupt, 1990; Heerkloß & Hiawa, 1995; Oomas-Wilms, 1997; Ronneberger, 1998) in zwei Großgruppen untergliedert: die Nannoplanktonfresser und die „Spezialisten“. Die Nannoplanktonfresser (deutliche Mehrzahl der Rotatorien-Taxa) nehmen Partikel in der Größenordnung weniger Mikrometer auf (überwiegend bis ca. 5  $\mu\text{m}$ , maximal bis 10  $\mu\text{m}$ ). Hierzu gehören z.B. kleine Chrysoomonaden, Cryptomonaden oder Chlorophyceen (s. Dumont, 1977). Nicht separat abgegrenzt innerhalb dieser Gruppe wurden Taxa, wie z.B. *Anuraeopsis fissa*, mit einem hohen baktivioren Nahrungsanteil, die neben Bakterien auch die genannten kleinen Algen aufnehmen. Ebenfalls unberücksichtigt blieb eine mögliche, sicherlich aber wenig relevante Futterselektion, wie sie offensichtlich das Taxon *Filinia* aufweist (DeMott, 1986). Bei den Spezialisten wurde unterschieden zwischen den Gattungen *Trichocerca* (aufgrund ihrer Kauerstruktur in der Lage fädige Phytoplankter anzustechen und auszusaugen), *Ascomorpha* und *Gastropus* (spezialisiert auf Dinoflagellaten) und den omnivoren Gattungen *Asplanchna* und *Ploesoma* (fähig größere und koloniale Algen, wie z.B. *Ceratium* oder koloniale Bacillariophyceen zu fressen).

Bei den **Cladoceren**, die als klassische Filtrierer und besonders effektive Grazer (Ausnahme: Raubcladoceren) am besten untersucht sind, wurde insgesamt unterstellt, dass keine selektive Nahrungsaufnahme stattfindet (Ausnahmen evtl. *Bosmina* und *Chydorus* – DeMott, 1982, 1985), sondern überwiegend die Größe der Partikel bzw. Algen von Bedeutung ist. Weiterhin wurde vorrangig berücksichtigt, dass die Filtrierraten der Cladoceren bei großen Partikeln drastisch abnehmen (Gliwicz, 1977). Danach könnten relativ große Partikel (Netzplankton) die Carapaxspalte zwar passieren, diese wird aber mit Erhöhung der Konzentration verengt (Gliwicz & Siedlar, 1980), um negative Effekte auf die Mechanik des Filterapparates zu vermeiden. Die kritischen, oberen Partikelgrößen, bei denen die Filtrierraten gegen Null tendieren, liegen bei Daphnien bei ca. 20–30  $\mu\text{m}$  und bei kleinen Cladoceren (*Bosmina*, *Chydorus*, etc.) bei ca. 10–20  $\mu\text{m}$  (z.B. Burns, 1968; Gliwicz, 1977). Relativ gut fressbar sind für Daphnien folglich Partikel  $<30 \mu\text{m}$  bzw. für kleine Cladoceren Partikel  $<20 \mu\text{m}$ . Optimal fressbar sind für Daphnien Partikel  $<20 \mu\text{m}$  für kleine Cladoceren Partikel  $<10 \mu\text{m}$  (Gliwicz, 1977). Daraus folgt, dass große Algenkolonien, fädige Cyanobakterien, etc. von Cladoceren praktisch nicht aufgenommen werden, so dass der Fraßdruck auf diese äußerst gering ist. Beachtet wurde auch, dass einige Grünalgen mit gelatinöser Hülle zwar

gefressen, aber nicht verdaut werden können, sondern im Gegenteil sogar von der Darmpassage profitieren (siehe auch oben). Nicht berücksichtigt werden konnte, dass durch die Präsenz einiger großer und potentiell mit toxischen Stämmen verteilter Phytoplankter (z.B. *Anabaena*) die Filtrieraten und damit der Fraßdruck von Daphnien gleichzeitig auch auf unizelluläre Algen abnimmt (Lampert, 1982, Hawkins & Lampert, 1989; Gilbert & Durand, 1990). Die für die vorliegende Fragestellung allerdings weniger relevante Untergrenze der aufnehmbaren Partikel ergibt sich überwiegend aus den unteren Maschenweiten des Filtrierapparates, die bei Daphnien bei ca. 0,3–0,7 µm, bei *Diaphanosoma* und kleinen Cladoceren bei ca. 0,2–0,3 µm liegen (Geller & Müller, 1981; Gophen & Geller, 1984; Brendelberger, 1985; Brendelberger et al., 1986).

Die Nahrungsbiologie der **Copepoden**, insbesondere des Süßwassers, ist deutlich schlechter untersucht als die der Cladoceren und die Auswirkung des Copepoden-Grazing auf das Phytoplankton wurden bisher sicher unterschätzt. Bei den Copepoden wird berücksichtigt, dass diese im Unterschied zu den Cladoceren selektiv fressen (De Mott, 1986; 1988), d.h. in der Lage sind mittels Mechano- und Chemorezeptoren ihr Futter auszuwählen, wie z.B. große, wenig gepanzerte, motile Beuteorganismen (z.B. Paffenhöfer, 1998; De Mott & Watson, 1991). Weiterhin wird bei der Einschätzung des Fraßdrucks von Copepoden auf das Phytoplankton berücksichtigt, dass calanoide Copepoden überwiegend herbivor sind, während cyclopoide Copepoden – je nach Stadium und Taxon - eine herbivore bis omnivore Ernährungsweise aufweisen. Allerdings können selbst die großen, überwiegend als carnivor eingestuften Taxa der cyclopoiden Copepoden und deren ältere Copepodid-Stadien durchaus erhebliche Mengen an Phytoplankton zu sich nehmen (s. Fryer, 1957; Toth & Zankai, 1985). Beispielsweise konsumieren adulte Individuen von *Cyclops vicinus* ca. 60 % ihres Körpergewichtes an Algen, wobei Chrysophyta (insbesondere große Bacillariophyceen) und Cyanobakterien anteilig stark vertreten sind (Toth & Zankai, 1985). Obwohl Copepoden auch mit relativ kleinen Algen (z.B. *Chlamydomonas*) zurecht kommen und damit in der Lage sind sich zu entwickeln und zu reproduzieren (z.B. Santer & van den Bosch, 1994; Hart & Santer, 1994; Hopp et al., 1997; Hopp & Maier, 2005a) werden kleine Algen wenig gefressen, wenn gleichzeitig große Algen verfügbar sind (Sommer et al., 2000, 2001); d.h. große Algen werden von Copepoden – zumindest den fortgeschrittenen Copepodid-Stadien und Adulten – im Unterschied zu den Cladoceren präferiert (DeMott & Watson, 1991, Rothhaupt, 1997; Sommer et al., 2001; Sommer & Sommer, 2005; Sommer, 2008). Eine effiziente Aufnahme beginnt ab einer Algengröße von ca. 10 µm, aber auch Algen von 50–10 µm werden noch mit hoher Effizienz aufgenommen (z.B. Sommer & Sommer, 2005). Die selektive Aufnahme von eher großen Partikeln wird durch funktionsmorphologische Untersuchungen gestützt (Hopp & Maier, 2005b). Bei adulten cyclopoiden Copepoden beträgt der Abstand der Setae an den Maxillipeden, die den Mundraum nach hinten

unten abschließen je nach Taxon ca. 13–25  $\mu\text{m}$ , der Abstand zwischen den Setulae ca. 5–13  $\mu\text{m}$  (Hopp & Maier, 2005b). Etwas anders zu werten, ist allerdings die Nahrungsaufnahme der ersten Stadien, der Nauplien. Nach Böttjer et al. (2010) nehmen Nauplien gerne Nanoflagellaten (Größe 2-5  $\mu\text{m}$ ) auf, wobei die tägliche Aufnahme an Algen-Kohlenstoff mehr als 300 % ihres eigenen Körpergehaltes an Kohlenstoff entspricht.

In der Summe wurden für die Mehrzahl der Rotatorien (ohne Spezialisten!) Partikel/Algen  $\leq 5 \mu\text{m}$  eine gute Fressbarkeit, und Algen bis ca. 10  $\mu\text{m}$  eine noch halbwegs gute Fressbarkeit zugeordnet. Für die Daphnien (innerhalb der Cladoceren) wurden Algen  $\leq 20 \mu\text{m}$  (z.B. Cryptophyceen) als sehr gut fressbar gewertet, Algen bis ca. 30  $\mu\text{m}$  als gut fressbar. Für kleine Cladoceren (Bosminen, *Ceriodaphnia* und auch *Diaphanosoma*) wurden Algen bis ca. 10  $\mu\text{m}$  als sehr gut fressbar, Algen bis 20  $\mu\text{m}$  als gut fressbar eingestuft, wobei sich aber aufgrund der geringeren Effizienz niedrigere Koeffizienten als bei den Daphnien ergeben. Bei den Copepoden ergeben sich für die Nauplien aufgrund ihrer geringen Fress-Effizienz ca. mittlere Koeffizienten für kleine Algen (bis maximal 10  $\mu\text{m}$ ). Copepodide und adulte calanoide Copepoden erhielten hohe Koeffizienten bei Algen  $>30$  bis ca. 100  $\mu\text{m}$  und Copepodide von großen cyclopiden Copepoden erhielten aufgrund ihrer omnivoren Ernährungsweise mittlere Koeffizienten bei Algen zwischen 30 und 100  $\mu\text{m}$ . Kleine Algen wurden zwar als fressbar für Copepoden klassifiziert, erhielten aber niedrige Koeffizienten. Kleine cyclopoide Copepoden wurden ähnlich wie ihre großen Verwandten eingestuft, erhielten aber – aufgrund ihrer eher höheren Affinität zur Herbivorie – etwas höhere Koeffizienten. Generell wurden sehr große Kolonien und als toxisch geltende Algen für alle Zooplankter als nicht bzw. praktisch nicht fressbar eingestuft. Kleinere Algen mit gelatinöser Hülle, die von der Darmassage profitieren, erhielten – obwohl gut fressbar – niedrige Koeffizienten.

### 10.1.2 Einteilung des Phytoplanktons in Nahrungsgilden

Eine Vorgabe zur Einteilung des Phytoplanktons in „morpho-functional groups“ (Einteilung nach Größe, Form, Mobilität, Vorhandensein von gelatinösen Hüllen, etc.) findet sich in Salmaso & Padišák (2007). Die Übernahme der dort vorgeschlagenen 31 Gruppen ist für die vorliegende Fragestellung nicht erforderlich zumal auch kein adäquates Wissen über die Phytoplankton-Zooplankton-Interaktion in dieser hohen Auflösung vorhanden ist. In der hier vorgeschlagenen Interaktionsmatrix wurden die Phytoplankton-Gilden deshalb drastisch reduziert. Außerdem wurden in einzelnen Fällen die Zuordnungen zu den einzelnen Gruppen der Fragestellung dieser Untersuchung angepasst und modifiziert. Bei den Phytoplanktern wurden – beispielsweise - die filamentösen Taxa nach Größe in drei Untergruppen aufgeteilt. Bei der weiteren Einteilung bzw. Gruppierung spielte



ebenfalls die Größe die wichtigste Rolle, wobei insbesondere die 30 µm Grenze (siehe oben) ein wichtiges Gruppierungsmerkmal darstellte.

Insgesamt wurden die Phytoplankter gemäß ihrer geschätzten Fressbarkeit in 12 Gilden, die Zooplankter in 11 Gilden eingeteilt.

**Tabelle 8: Definitionen der Phyto- und Zooplankton-Gilden. Die Einteilung der Phytoplankton-Gilden erfolgte durch eine Zusammenfassung der Gilden von Salmaso & Padisák (2007, = S & P (2007))**

Abk	Gildennamen	Erläuterung	S & P (2007)
<b>Phytoplankton</b>			
<b>B1</b>	Kleine Bacillariophyta	kleiner als 30µm GALD	fast alle 7a, 7b
<b>B2</b>	Große Bacillariophyta	> 30µm GALD	6a, 6b
<b>C1</b>	Kleine Kolonien	koloniale Chlorophyta < 30µm GALD	5d, 11a
<b>C2</b>	Mittelgroße Kolonien	30–100µm - Chlorococcales, Phytomonadina, Chroococcales, andere	1c, 5c
<b>C3</b>	Große gelatinöse Kolonien	> 100µm GALD, Phytomonadina, Chroococcales, Chlorococcales	3b, 5b, 11b
<b>D1</b>	Kleine Dinophyta <30µm Durchmesser	< 30µm Durchmesser	2b
<b>D2</b>	Große Dinophyta	> 30µm Durchmesser	1b
<b>F1</b>	Dünne Filamente	Oscillatoriales	5a
<b>F2</b>	Mittel dicke Filamente	Chlorophyta, Conjugatophyta, Xanthophyta, Cyanobacteria, einzelnee Nostocales	5e, 10a, 10b, 10c
<b>F3</b>	Dicke filamentöse Aggregate	kettenbildende Bacillariophyceae, flockenbildende Nostocales	in part 5e, 6b
<b>U1</b>	Kleine Chrysophyta/Haptophyta, Euglenophyta, Cryptophyta, Chlorococcales,	+ einzellige Phytomonadina, einzellige Cyanobacteria, Conjugatophyta	2a, 2c, 2d, 3a; 4a, 9a - d
<b>U2</b>	Große Chrysophyta/Haptophyta, Euglenophyta,	+ Conjugatophyta, Chlorophyta, Chroococcales	1a, 1c, 8a, 8b
<b>Metazooplankton</b>			
<b>1a</b>	Große Cladoceren	<i>Daphnia pulicaria</i> -Gruppe, <i>Daphnia magna</i> , nur Herbivore	
<b>1b</b>	Mittelgroße Cladoceren	<i>Daphnia longispina</i> -Gruppe	
<b>1c</b>	Kleine Cladoceren	<i>Daphnia cucullata</i> , <i>Bosmina</i> , <i>Ceriodaphnia</i> , <i>Chydorus</i> , <i>Diaphanosoma</i> , litorale Cladoceren	
<b>2a</b>	Calanoida Copepodide + Adulti	<i>Eudiaptomus</i> , <i>Eurytemora</i>	
<b>3a</b>	Copepoda Nauplien	cyclopoide und calanoide Nauplien (N1-N6)	
<b>3c</b>	Kleine Cyclopoida Copepodide + Cyclopoida Adulti	<i>Acanthocyclops</i> , <i>Mesocyclops</i> , <i>Diacyclops</i> , <i>Thermocyclops</i>	
<b>3d</b>	Große Cyclopoida Copepodide + Cyclopoida Adulti	<i>Cyclops</i> , <i>Macrocyclops</i> , <i>Megacyclops</i>	
<b>4a</b>	Rotatorien I	Alle Taxa ausser Spezialisten	
<b>4b</b>	Rotatorien II	<i>Trichocerca</i>	
<b>4c</b>	Rotatorien III	<i>Gastropus</i> , <i>Ascomorpha</i>	
<b>4d</b>	Rotatorien IV	<i>Asplanchna</i> , <i>Ploesoma</i>	

**Tabelle 9: Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix mit Futterqualitätsfaktoren (FQF = Inhalt der weißen Matrixzellen). 1. Spalte senkrecht: ZooGild – Zooplankton-Gilden, 1. Zeile waagrecht: Phytoplankton-Gilden. Erläuterung der Gildenabkürzungen s. Tabelle 8**

ZooGild	B1	B2	C1	C2	C3	D1	D2	F1	F2	F3	U1	U2
1a	0.8	0.8	0.8	0.2	0.4	0.6	0.2	0.6	0.2	0	0.8	0.6
1b	1	0.4	0.8	0.2	0.2	0.6	0.2	0.4	0.2	0	1	0.4
1c	0.8	0	0.6	0	0	0.4	0	0.2	0	0	0.8	0.2
2a	0.2	0.8	0.4	0.8	0.6	0.2	0.6	0.6	0.6	0.4	0.2	0.8
3a	0.6	0.2	0.6	0	0	0.6	0	0.2	0	0	0.8	0.2
3c	0.2	0.6	0.2	0.6	0.4	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.2	0.6
3d	0	0.4	0.2	0.4	0.4	0.2	0.4	0.2	0.4	0.4	0.2	0.4
4a	0.6	0	0.6	0	0	0.4	0	0	0	0	1	0
4b	0.2	0	0	0	0	0	0	0.8	0.8	0.8	0.4	0
4c	0.2	0	0	0	0	1	0.8	0	0	0	0.4	0
4d	0	0.4	0.4	0.6	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2	0	0.2	0.6



## 11 Anhang B

### 11.1 Ausgabeparameter des PhytoLoss-Moduls

**Tabelle 10: Abkürzungen und Erläuterung zu den Ausgabeparametern der PhytoLoss-Berechnungen (s.a. Exportdatei des PhytoLoss-Moduls) Parameter mit der Endung „Klasse“ beinhalten eine Klassifizierung der Roh-Indexwerte gleichen Namens (Originalwert in  $\mu\text{g}/\text{Ind}$ , Prozent, etc.) gemäß der in Tabelle 4 vorgegebenen 7 Effektklassen. Parameter mit der Endung „Ausprägung“ übersetzen diese Effektklassen in eine fünfstufige verbale Beschreibung (s. Tabelle 4).**

Abk	Einheit	Erläuterung
$Z_{\text{ges}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	Metazooplankton-Gesamtbiomasse, inklusive Raubcladoceren und Mysida
$P_{\text{ges}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	Phytoplankton-Gesamtbiomasse, inklusive der Gruppe "others", die nicht bei der Gildenbildung berücksichtigt wurde
Z/P (Jepp)	%	Z/P-Verhältnis auf der Basis der Gesamtbiomassen nach Jeppesen et al. (1997). Die Rotatorien-Biomasse wird nicht berücksichtigt und die Copepoden-Biomasse nur zu 50%.
$Z_{\text{gild}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	Zooplankton-Gildenbiovolumen = Summe des in Gilden erfassten (herbivoren) Metazooplanktons, ohne Raubcladoceren und Mysida
$P_{\text{gild}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	Summe des in Gilden erfassten Phytoplanktons
$(Z/P)_{\text{gild}}$	%	Z/P-Verhältnis auf der Basis der Zooplankton-Gildenbiomasse ( $Z_{\text{gild}}$ ) und der Phytoplankton-Gildenbiomasse ( $P_{\text{gild}}$ )
$P_{\text{ed}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	gesamte fressbare Phytoplankton-Biomasse (ed: edible, engl.: essbar, gewichtet mit dem relativen Anteil der Zooplankton-Gilden an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
$P_{\text{ed\_cal}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	für Calanoiden(ohne Nauplien) fressbares Phytoplankton
$P_{\text{ed\_clad}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	für Cladoceren fressbares Phytoplankton (gewichtet mit dem relativen Anteil der Cladoceren-Gilden an der summierten Cladoceren-Gildenbiomasse).
$P_{\text{ed\_cyc}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	für Cyclopoiden(ohne Nauplien) fressbares Phytoplankton (gewichtet mit dem relativen Anteil der Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Gilden an der summierten Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Gildenbiomasse.
$P_{\text{ed\_rot}}$	$\text{mm}^3/\text{l}$	für Rotatorien fressbares Phytoplankton (gewichtet mit dem relativen Anteil der Rotatorien-Gilden an der summierten Rotatorien-Gildenbiomasse).
$Z_{\text{gild\_cal\_oN}}$	%	Anteil des Calanoiden(ohne Nauplien)-Gildenbiovolumens am Zooplankton-Gildenbiovolumen
$Z_{\text{gild\_clad}}$	%	Anteil des Cladoceren-Gildenbiovolumens am Zooplankton-Gildenbiovolumen
$Z_{\text{gild\_copN}}$	%	Anteil des Copepoden-Nauplien-Gildenbiovolumens am Zooplankton-Gildenbiovolumen
$Z_{\text{gild\_cyc\_oN}}$	%	Anteil des Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Gildenbiovolumens am Zooplankton-Gildenbiovolumen
$Z_{\text{gild\_rot}}$	%	Anteil des Rotatorien-Gildenbiovolumens am Zooplankton-Gildenbiovolumen
FQF		fixer Futterqualitätsfaktor in der Interaktionsmatrix
FQI	%	Futterqualitätsindex für das Metazooplankton (gerundet auf 10%-Stufen, gewichtet mit dem relativen Anteil der Zooplankton-Gilden an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
FQICal_oN	%	spezifischer Futterqualitätsindex für die Calanoiden(ohne Nauplien) (gerundet auf 10%-Stufen)
FQIC	%	spezifischer Futterqualitätsindex für die Cladoceren (gerundet auf 10%-Stufen, gewichtet mit dem relativen Anteil der Cladoceren-Gilden an der gesamten Cladoceren-Gildenbiomasse)
FQICyc_oN	%	spezifischer Futterqualitätsindex für die Cyclopoiden(ohne Nauplien) (gerundet auf 10%-Stufen, gewichtet mit dem relativen Anteil der Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Gilden an der gesamten Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Gildenbiomasse)
FQIR	%	spezifischer Futterqualitätsindex für die Rotatorien (gerundet auf 10%-Stufen, gewichtet mit dem relativen Anteil der Rotatorien-Gilden an der gesamten Rotatorien-Gildenbiomasse)

Abk	Einheit	Erläuterung
MGI	%	Metazooplankton-Grazing-Index auf der Basis des fressbaren Phytoplanktons (Z_gild/P_ed)
pMGI <sub>Cal_oN</sub>	%	partieller MGI für die Calanoiden(ohne Nauplien)-Gilde (gewichtet mit dem relativen Anteil der Calanoiden(ohne Nauplien) an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
pMGI <sub>Clad</sub>	%	partieller MGI für die Cladoceren-Gilden (gewichtet mit dem relativen Anteil der Cladoceren an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
pMGI <sub>CopN</sub>	%	partieller MGI für die Copepoden-Nauplien-Gilde (gewichtet mit dem relativen Anteil der Copepoden-Nauplien an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
pMGI <sub>Cyc_oN</sub>	%	partieller MGI für die Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Gilden (gewichtet mit dem relativen Anteil der Cyclopoiden(ohne Nauplien) an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
pMGI <sub>Rot</sub>	%	partieller MGI für die Rotatorien-Gilden (gewichtet mit dem relativen Anteil der Rotatorien an der gesamten Zooplankton-Gildenbiomasse)
CGI	%	spezifischer Cladoceren-Grazing-Index auf der Basis des für sie fressbaren Phytoplanktons (Z_gild_clad/P_ed_clad) als gewichteter Mittelwert
Cal_oN_GI	%	spezifischer Calanoiden(ohne Nauplien)-Grazing-Index auf der Basis des für sie fressbaren Phytoplanktons (Z_gild_cal/P_ed_cal)
Cyc_oN_GI	%	spezifischer Cyclopoiden(ohne Nauplien)-Grazing-Index auf der Basis des für sie fressbaren Phytoplanktons (Z_gild_cyc/P_ed_cyc) als gewichteter Mittelwert
RGI	%	spezifischer Rotatorien-Grazing-Index auf der Basis des für sie fressbaren Phytoplanktons (Z_gild_rot/P_ed_rot) als gewichteter Mittelwert
Diff_CGI_Z/P		positive Differenz zwischen den klassifizierten Werten von CGI und Z/P. Wenn $\geq 3$ Hinweis auf einen starken Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton durch Cladoceren
GES		Grazing-Effekt-Stärke (7-stufig klassifiziert und 5-stufig verbal) als Maximum von Z/P oder MGI
MCM (Gesamt-TM)	µg/Ind	Mittlere Cladoceren-Masse bezogen auf Trockenmasse berechnet aus dem Quotienten der gesamten Cladoceren-Trockenmasse und der Gesamt-Cladoceren-Abundanz, inkl. Raubcladoceren
MCM (Gesamt-BV)	mm <sup>3</sup> /l	Mittlere Cladoceren-Masse als Biovolumen berechnet aus dem Quotienten des gesamten Cladoceren-Biovolumens und der Gesamt-Cladoceren-Abundanz, inkl. Raubcladoceren
MCM (Gilden-TM)	µg/Ind	Mittlere Cladoceren-Masse als Trockenmasse berechnet aus dem Quotienten der Cladoceren-Gildentrockenmasse und der Cladoceren-Gildenabundanz, ohne Raubcladoceren
MCM (Gilden-BV)	mm <sup>3</sup> /l	Mittlere Cladoceren-Masse als Biovolumen berechnet aus dem Quotienten des Cladoceren-Gildenbiovolumens und der Gesamt-Cladoceren-Gildenabundanz, ohne Raubcladoceren
RClad_ProzTM	%	Anteil der Raubcladoceren an der gesamten Cladoceren-Trockenmasse
RClad_ProzBV	%	Anteil der Raubcladoceren am gesamten Cladoceren-Biovolumen
TM/BV_ratio	%	Anteil der Trockenmasse am Biovolumen als arithmetisches Mittel der pro Taxon angegebenen Werte gewichtet mit dem relativen Anteil an der Gesamtbiomasse

## 12 Anhang C

### 12.1 Operative Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ)

**Tabelle 11: Legende zur Operativen Taxaliste Metazooplankton (OTL-MZ)**

<b>Feldnamen</b>	<b>Erläuterung</b>
SupOrd	Taxa oberhalb der Familie
Ord	Ordnung, Klasse
FamIlie	Familienzugehörigkeit
OTL-ID	eindeutiger alphanumerischer Taxon-Index der OTL-MZ
OTL-Taxonname	eindeutiger Taxonname der OTL-MZ
Mindestbestimmungstiefe	empfohlene MBT für das Metazooplankton
MBT-Kommentar	Markierung von Taxa die NICHT die MBT erreicht haben
Ref-Lit	Referenz-Bestimmungsliteratur
Präp	Notwendige Präparation zur Erreichung der MBT
ZooGild	Zooplankton-Gilden für das PhytoLoss-Verfahren (s. Tab. 8)

**Tabelle 12: Ausschnitt aus der OTL-MZ ohne die Felder <Erstbeschreibung>, <Synonym>, <DV2011>, <DV-Taxonname>, <KritTax>, <IndPot> und <Habitat>. Eine vollständige Version und eine Liste aller Synonyme befinden sich als Excel-Arbeitsblätter in der Datei „Zooplankton\_Datuebergabeformate\_(Versionsnummer).xls“.**

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera		CL000000000	Cladocera	Cladocera	MBT nicht erreicht	SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos000	Bosmina	Bosmina	MBT nicht erreicht	LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos010	Bosmina (Eubosmina) coregoni	Bosmina (Eubosmina) coregoni	MBT nicht erreicht	LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos011	Bosmina (Eubosmina) coregoni berlinensis	Bosmina (Eubosmina) coregoni berlinensis		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos012	Bosmina (Eubosmina) coregoni coregoni	Bosmina (Eubosmina) coregoni coregoni		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos013	Bosmina (Eubosmina) coregoni crassicornis	Bosmina (Eubosmina) coregoni crassicornis		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos014	Bosmina (Eubosmina) coregoni gibbera	Bosmina (Eubosmina) coregoni gibbera		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos015	Bosmina (Eubosmina) coregoni kessleri	Bosmina (Eubosmina) coregoni kessleri		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos016	Bosmina (Eubosmina) coregoni longicornis	Bosmina (Eubosmina) coregoni longicornis		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos017	Bosmina (Eubosmina) coregoni longispina	Bosmina (Eubosmina) coregoni longispina		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos018	Bosmina (Eubosmina) coregoni thersites	Bosmina (Eubosmina) coregoni thersites		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Bosminidae	CLBosBos020	Bosmina (Bosmina) longirostris	Bosmina (Bosmina) longirostris		LIE96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Cercopagidae	CLCerByt000	Bythotrephes	Bythotrephes	MBT nicht erreicht	RIV98/FLO00		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Cercopagidae	CLCerByt010	Bythotrephes cederstroemi	Bythotrephes cederstroemi		RIV98/FLO00		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Cercopagidae	CLCerByt020	Bythotrephes longimanus	Bythotrephes longimanus		RIV98/FLO00		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAcr000	Acroperus	Acroperus	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAcr010	Acroperus alonoides	Acroperus alonoides		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAcr020	Acroperus angustatus	Acroperus angustatus		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAcr030	Acroperus elongatus	Acroperus elongatus		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAcr040	Acroperus harpae	Acroperus harpae		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAle000	Alonella	Alonella	MBT nicht erreicht	SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAle010	Alonella excisa	Alonella excisa		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAle020	Alonella exigua	Alonella exigua		SMI96/FLO00		1c

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAle030	Alonella nana	Alonella nana		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo000	Alona	Alona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo010	Alona affinis	Alona affinis		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo020	Alona costata	Alona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo030	Alona guttata	Alona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo040	Alona intermedia	Alona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo050	Alona quadrangularis	Alona quadrangularis		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAlo060	Alona rustica	Alona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyAnc010	Anchistropus emarginatus	Anchistropus emarginatus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyCam000	Camptocercus	Camptocercus	MBT nicht erreicht	SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyCam010	Camptocercus lilljeborgi	Camptocercus lilljeborgi		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyCam020	Camptocercus rectirostris	Camptocercus rectirostris		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyChy000	Chydorus	Chydorus	MBT nicht erreicht	SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyChy010	Chydorus gibbus	Chydorus gibbus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyChy020	Chydorus ovalis	Chydorus ovalis		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyChy030	Chydorus sphaericus	Chydorus sphaericus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyCor010	Coronatella rectangula	Coronatella rectangula		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyDis010	Disparalona rostrata	Disparalona rostrata		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyEur000	Eurycercus	Eurycercus	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyEur010	Eurycercus (Teretifrons) glacialis	Eurycercus (Teretifrons) glacialis		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyEur020	Eurycercus (Eurycercus) lamellatus	Eurycercus (Eurycercus) lamellatus		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyGra010	Graptoleberis testudinaria	Graptoleberis testudinaria		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyLey000	Leydigia	Leydigia	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyLey010	Leydigia acanthocercoides	Leydigia acanthocercoides		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyLey020	Leydigia leydigi	Leydigia leydigi		FLO00		1c



SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyMon010	Monospilus dispar	Monospilus dispar		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyOxy010	Oxyurella tenuicaudis	Oxyurella tenuicaudis		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPar010	Paralona pigra	Paralona pigra		SMI96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPer010	Peracantha truncata	Peracantha truncata		SMI96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPhr000	Phreatalona	Phreatalona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPhr010	Phreatalona protzi	Phreatalona		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPic000	Picripleuroxus	Picripleuroxus	MBT nicht erreicht	SMI96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPic010	Picripleuroxus denticulatus	Picripleuroxus denticulatus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPic020	Picripleuroxus laevis	Picripleuroxus laevis		SMI96		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPle000	Pleuroxus	Pleuroxus	MBT nicht erreicht	SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPle010	Pleuroxus aduncus	Pleuroxus aduncus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPle020	Pleuroxus trigonellus	Pleuroxus trigonellus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPle030	Pleuroxus uncinatus	Pleuroxus uncinatus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyPse010	Pseudochydorus globosus	Pseudochydorus globosus		SMI96/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyRhy000	Rhynchotalona	Rhynchotalona	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	CLChyRhy010	Rhynchotalona falcata	Rhynchotalona falcata		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer000	Ceriodaphnia	Ceriodaphnia	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer010	Ceriodaphnia dubia	Ceriodaphnia dubia		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer020	Ceriodaphnia laticaudata	Ceriodaphnia laticaudata		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer030	Ceriodaphnia megops	Ceriodaphnia megops		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer040	Ceriodaphnia pulchella	Ceriodaphnia pulchella		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer050	Ceriodaphnia quadrangula	Ceriodaphnia quadrangula		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer060	Ceriodaphnia reticulata	Ceriodaphnia reticulata		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapCer070	Ceriodaphnia rotunda	Ceriodaphnia rotunda		FLO00	Abdomen	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap000	Daphnia	Daphnia	MBT nicht erreicht	FLO00		1b

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap010	Daphnia (Daphnia) ambigua	Daphnia (Daphnia) ambigua		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap020	Daphnia (Ctenodaphnia) atkinsoni	Daphnia (Ctenodaphnia) atkinsoni		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap030	Daphnia (Daphnia) cristata	Daphnia (Daphnia) cristata		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap040	Daphnia (Daphnia) cucullata	Daphnia (Daphnia) cucullata		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap050	Daphnia (Daphnia) curvirostris	Daphnia (Daphnia) curvirostris		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap060	Daphnia (Daphnia) galeata	Daphnia (Daphnia) galeata		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap070	Daphnia (Daphnia) hyalina	Daphnia (Daphnia) hyalina		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap080	Daphnia (Daphnia) longispina	Daphnia (Daphnia) longispina		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap090	Daphnia (Ctenodaphnia) magna	Daphnia (Ctenodaphnia) magna		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap100	Daphnia (Daphnia) middendorffiana	Daphnia (Daphnia) middendorffiana		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap110	Daphnia (Daphnia) obtusa	Daphnia (Daphnia) obtusa		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap120	Daphnia (Daphnia) parvula	Daphnia (Daphnia) parvula		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap130	Daphnia (Daphnia) pulex	Daphnia (Daphnia) pulex		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap140	Daphnia (Daphnia) pulicaria	Daphnia (Daphnia) pulicaria		FLO00		1a
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap150	Daphnia (Daphnia) rosea	Daphnia (Daphnia) rosea		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap946	Daphnia galeata/cucullata	Daphnia galeata/cucullata		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap947	Daphnia hyalina/cucullata	Daphnia hyalina/cucullata		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapDap967	Daphnia hyalina/galeata	Daphnia hyalina/galeata		FLO00		1b
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapMeg010	Megafenestra aurita	Megafenestra aurita		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapMoi000	Moina	Moina	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapMoi010	Moina brachiata	Moina brachiata		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapMoi020	Moina macrocopa	Moina macrocopa		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapMoi030	Moina micrura	Moina micrura		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSca000	Scapholeberis	Scapholeberis	MBT nicht erreicht	FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSca010	Scapholeberis mucronata	Scapholeberis mucronata		FLO00		1c

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSca020	Scapholeberis rammneri	Scapholeberis rammneri		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSim000	Simocephalus	Simocephalus	MBT nicht erreicht	ORL01		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSim010	Simocephalus exspinosus	Simocephalus exspinosus		ORL01		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSim020	Simocephalus serrulatus	Simocephalus serrulatus		ORL01		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Daphniidae	CLDapSim030	Simocephalus vetulus	Simocephalus vetulus		ORL01		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Holopediidae	CLHolHol010	Holopedium gibberum	Holopedium gibberum		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Leptodoridae	CLLepLep010	Leptodora kindti	Leptodora kindti		RIV98/FLO00		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacIly000	Ilyocryptus	Ilyocryptus	MBT nicht erreicht	SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacIly010	Ilyocryptus spinosus	Ilyocryptus spinosus		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacIly020	Ilyocryptus agilis	Ilyocryptus agilis		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacIly030	Ilyocryptus acutifrons	Ilyocryptus acutifrons		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacIly040	Ilyocryptus sordidus	Ilyocryptus sordidus		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacLat010	Lathonura rectirostris	Lathonura rectirostris		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacMac000	Macrothrix	Macrothrix	MBT nicht erreicht	SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacMac010	Macrothrix hirsuticornis	Macrothrix hirsuticornis		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacMac020	Macrothrix laticornis	Macrothrix laticornis		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Macrothricidae	CLMacMac030	Macrothrix rosea	Macrothrix rosea		SMI92/FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Podonidae	CLPodEva000	Evadne	Evadne		RIV98/FLO72		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Podonidae	CLPodPod000	Podon	Podon		RIV98/FLO72		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Polyphemidae	CLPolPol010	Polyphemus pediculus	Polyphemus pediculus		RIV98/FLO00		
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidDia000	Diaphanosoma	Diaphanosoma	MBT nicht erreicht	KOR92		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidDia010	Diaphanosoma brachyurum	Diaphanosoma brachyurum		KOR92	Carapax-Rand	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidDia020	Diaphanosoma lacustris	Diaphanosoma lacustris		KOR92	Carapax-Rand	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidDia030	Diaphanosoma mongolianum	Diaphanosoma mongolianum		KOR92	Carapax-Rand	1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidDia040	Diaphanosoma orghidani	Diaphanosoma orghidani		KOR92	Carapax-Rand	1c

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidLat010	Latona setifera	Latona setifera		FLO00		1c
Crustacea, Phyllopoda	Cladocera	Sididae	CLSidSid010	Sida crystallina	Sida crystallina		FLO00		1c
Crustacea, Copepoda	Calanoida		COCal000000	Calanoida	Calanoida	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida		CoCal000C00	Calanoida-Copepodid	Calanoida-Copepodid		EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida		CoCal000N00	Calanoida-Nauplius	Calanoida-Nauplius		EIN93		3a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalAca000	Acanthodiaptomus	Acanthodiaptomus	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalAca010	Acanthodiaptomus denticornis	Acanthodiaptomus denticornis		EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalArc000	Arctodiaptomus	Arctodiaptomus	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalArc010	Arctodiaptomus (Rhabdodiaptomus) alpinus	Arctodiaptomus (Rhabdodiaptomus) alpinus		EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalDia000	Diaptomus	Diaptomus	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalDia010	Diaptomus (Diaptomus) castor	Diaptomus (Diaptomus) castor		EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalEud000	Eudiaptomus	Eudiaptomus	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalEud010	Eudiaptomus gracilis	Eudiaptomus gracilis		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalEud020	Eudiaptomus graciloides	Eudiaptomus graciloides		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalEud030	Eudiaptomus transsylvanicus	Eudiaptomus transsylvanicus		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalEud040	Eudiaptomus vulgaris	Eudiaptomus vulgaris		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalEud050	Eudiaptomus zachariasii	Eudiaptomus zachariasii		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Temoridae	COCalEur000	Eurytemora	Eurytemora	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Temoridae	COCalEur010	Eurytemora affinis	Eurytemora affinis		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Temoridae	COCalEur020	Eurytemora lacustris	Eurytemora lacustris		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Temoridae	COCalEur030	Eurytemora velox	Eurytemora velox		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalHem000	Hemidiaptomus	Hemidiaptomus	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalHem010	Hemidiaptomus (Gigantodiaptomus) amblyodon	Hemidiaptomus (Gigantodiaptomus) amblyodon		EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalHem020	Hemidiaptomus (Gigantodiaptomus) superbus	Hemidiaptomus (Gigantodiaptomus) superbus		EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Temoridae	COCalHet000	Heterocope	Heterocope	MBT nicht erreicht	EIN93		2a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Temoridae	COCalHet010	Hetercope borealis	Hetercope borealis		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalMix000	Mixodiaptomus	Mixodiaptomus	MBT nicht erreicht	EIN93		2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Diaptomidae	COCalMix010	Mixodiaptomus laciniatus	Mixodiaptomus laciniatus		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Calanoida	Pseudodiaptomidae	COCalPse000	Pseudodiaptomus	Pseudodiaptomus		EIN93	P5	2a
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida		COCyc000000	Cyclopoida	Cyclopoida	MBT nicht erreicht	EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida		COCyc000C00	Cyclopoida-Copepodid	Cyclopoida-Copepodid		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida		COCyc000CG0	Cyclopoida-Copepodid (grosse Arten)	Cyclopoida-Copepodid (grosse Arten)		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida		COCyc000CK0	Cyclopoida-Copepodid (kleine Arten)	Cyclopoida-Copepodid (kleine Arten)		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida		COCyc000N00	Cyclopoida-Nauplius	Cyclopoida-Nauplius		EIN93		3a
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca000	Acanthocyclops	Acanthocyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca010	Acanthocyclops kieferi	Acanthocyclops kieferi		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca020	Acanthocyclops rhenanus	Acanthocyclops rhenanus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca030	Acanthocyclops robustus	Acanthocyclops robustus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca040	Acanthocyclops sensitivus	Acanthocyclops sensitivus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca050	Acanthocyclops venustus	Acanthocyclops venustus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycAca060	Acanthocyclops vernalis	Acanthocyclops vernalis		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc000	Cyclops	Cyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc011	Cyclops abyssorum	Cyclops abyssorum		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc012	Cyclops abyssorum tatricus	Cyclops abyssorum tatricus		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc020	Cyclops bohater	Cyclops bohater		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc030	Cyclops insignis	Cyclops insignis		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc040	Cyclops kolensis	Cyclops kolensis		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc050	Cyclops strenuus	Cyclops strenuus		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycCyc060	Cyclops vicinus	Cyclops vicinus		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia000	Diacyclops	Diacyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia010	Diacyclops bicuspidatus	Diacyclops bicuspidatus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia020	Diacyclops bisetosus	Diacyclops bisetosus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia030	Diacyclops charon	Diacyclops charon		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia040	Diacyclops crassicaudis	Diacyclops crassicaudis		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia060	Diacyclops languidoides	Diacyclops languidoides		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycDia070	Diacyclops languidus	Diacyclops languidus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEct000	Ectocyclops	Ectocyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEct010	Ectocyclops affinis	Ectocyclops affinis		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEct020	Ectocyclops phaleratus	Ectocyclops phaleratus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc000	Eucyclops	Eucyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc010	Eucyclops graeteri	Eucyclops graeteri		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc021	Eucyclops macruroides denticulatus	Eucyclops macruroides denticulatus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc022	Eucyclops macruroides macruroides	Eucyclops macruroides macruroides		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc030	Eucyclops macrurus	Eucyclops macrurus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc040	Eucyclops serrulatus	Eucyclops serrulatus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycEuc050	Eucyclops speratus	Eucyclops speratus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMac000	Macrocylops	Macrocylops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMac010	Macrocylops albidus	Macrocylops albidus		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMac020	Macrocylops distinctus	Macrocylops distinctus		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMac030	Macrocylops fuscus	Macrocylops fuscus		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMeg000	Megacyclops	Megacyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMeg010	Megacyclops gigas	Megacyclops gigas		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMeg020	Megacyclops viridis	Megacyclops viridis		EIN93		3d
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMes010	Mesocyclops leuckarti	Mesocyclops leuckarti		EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMet000	Metacyclops	Metacyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMet010	Metacyclops gracilis	Metacyclops gracilis		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMet020	Metacyclops minutus	Metacyclops minutus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMet030	Metacyclops planus	Metacyclops planus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMic000	Microcyclops	Microcyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMic010	Microcyclops bicolor	Microcyclops bicolor		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMic020	Microcyclops rubellus	Microcyclops rubellus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycMic030	Microcyclops varicans	Microcyclops varicans		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycPar000	Paracyclops	Paracyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycPar010	Paracyclops fimbriatus	Paracyclops fimbriatus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycPar020	Paracyclops poppei	Paracyclops poppei		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycThe000	Thermocyclops	Thermocyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycThe010	Thermocyclops crassus	Thermocyclops crassus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycThe020	Thermocyclops dybowskii	Thermocyclops dybowskii		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycThe030	Thermocyclops oithonoides	Thermocyclops oithonoides		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycTro000	Tropocyclops	Tropocyclops	MBT nicht erreicht	EIN93	P5	3c
Crustacea, Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	COCycTro010	Tropocyclops prasinus	Tropocyclops prasinus		EIN93		3c
Crustacea, Copepoda	Poecilostomatoida	Ergasilidae	COErgErg000	Ergasilus	Ergasilus		FLO72		
Crustacea, Copepoda	Harpacticoida		COHar000000	Harpacticoida	Harpacticoida		JAN96		
Crustacea, Copepoda	Harpacticoida		COHar000C00	Harpacticoida-Copepodid	Harpacticoida		JAN96		
Crustacea, Copepoda	Harpacticoida		COHar000N00	Harpacticoida-Nauplius	Harpacticoida		JAN96		
Crustacea, Copepoda	Harpacticoida	Canthocamptidae	COHarCan000	Canthocamptus	Harpacticoida		JAN95		
Crustacea, Copepoda	Harpacticoida	Canthocamptidae	COHarCan010	Canthocamptus staphylinus	Harpacticoida		JAN96		
Crustacea, Malacostraca	Mysida		MAMys000000	Mysida	Mysida	MBT nicht erreicht	EGG99		
Crustacea, Malacostraca	Mysida	Mysidae	MAMysHem010	Hemimysis anomala	Hemimysis anomala		EGG99		
Crustacea, Malacostraca	Mysida	Mysidae	MAMysKat010	Katamysis warpachowskyi	Katamysis warpachowskyi				

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Crustacea, Malacostraca	Mysida	Mysidae	MAMysLim010	Limnomysis benedeni	Limnomysis benedeni		EGG99		
Crustacea, Malacostraca	Mysida	Mysidae	MAMysMys010	Mysis relicta	Mysis relicta		EGG99		
Crustacea, Malacostraca	Mysida	Mysidae	MAMysNeo010	Neomysis integer	Neomysis integer		EGG99		
Eurotatoria			R000000000	Eurotatoria	Eurotatoria	MBT nicht erreicht			4a
Eurotatoria, Bdelloidea			RB000000000	Bdelloidea	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Habrotrichidae	RBHabHab000	Habrotricha	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhi000000	Philodina	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiDis000	Dissotrocha	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiDis010	Dissotrocha aculeata	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiPhi010	Philodina citrina	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiPhi020	Philodina flaviceps	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiPhi030	Philodina megalotrocha	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiPhi040	Philodina plena	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiPhi050	Philodina roseola	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiRot000	Rotaria	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiRot010	Rotaria neptunia	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Bdelloidea		Philodinidae	RBPhiRot020	Rotaria rotatoria	Bdelloidea		DON65		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp000	Asplanchna	Asplanchna	MBT nicht erreicht	NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp010	Asplanchna brightwellii	Asplanchna brightwellii		NOG02	Kauer	4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp020	Asplanchna girodi	Asplanchna girodi		NOG02	Kauer	4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp030	Asplanchna priodonta	Asplanchna priodonta		NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp040	Asplanchna sieboldii	Asplanchna sieboldii		NOG02	Kauer	4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp050	Asplanchna silvestrii	Asplanchna silvestrii		NOG02	Kauer	4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAsp912	Asplanchna girodi/brightwellii	Asplanchna	MBT nicht erreicht	NOG02	Kauer	4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	RMAspAss010	Asplanchnopus multiceps	Asplanchnopus multiceps		NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraAnu000	Anuraeopsis	Anuraeopsis	MBT nicht erreicht	KOS78		4a



SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraAnu010	Anuraeopsis fissa	Anuraeopsis fissa		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra000	Brachionus	Brachionus	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra010	Brachionus angularis	Brachionus angularis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra011	Brachionus angularis bidens	Brachionus angularis bidens		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra020	Brachionus bidentatus	Brachionus bidentatus		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra030	Brachionus budapestinensis	Brachionus budapestinensis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra040	Brachionus calyciflorus	Brachionus calyciflorus		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra050	Brachionus diversicornis	Brachionus diversicornis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra060	Brachionus falcatus	Brachionus falcatus		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra070	Brachionus leydigii	Brachionus leydigii		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra071	Brachionus leydigii leydigii	Brachionus leydigii		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra072	Brachionus leydigii rotundus	Brachionus leydigii rotundus		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra080	Brachionus plicatilis	Brachionus plicatilis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra090	Brachionus quadridentatus	Brachionus quadridentatus		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra100	Brachionus rubens	Brachionus rubens		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra110	Brachionus sericus	Brachionus sericus		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra120	Brachionus urceolaris	Brachionus urceolaris		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra130	Brachionus variabilis	Brachionus variabilis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraBra140	Brachionus zahniseri	Brachionus zahniseri		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKel010	Kellicottia longispina	Kellicottia longispina		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer000	Keratella	Keratella	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer010	Keratella cochlearis	Keratella cochlearis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer020	Keratella cruciformis	Keratella cruciformis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer030	Keratella hiemalis	Keratella hiemalis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer040	Keratella lenzi	Keratella lenzi		KOS78		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer050	Keratella quadrata	Keratella quadrata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer060	Keratella serrulata	Keratella serrulata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer070	Keratella testudo	Keratella testudo		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer080	Keratella ticinensis	Keratella ticinensis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer090	Keratella tecta	Keratella tecta		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraKer100	Keratella valga	Keratella valga		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot000	Notholca	Notholca	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot010	Notholca acuminata	Notholca acuminata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot020	Notholca bipalium	Notholca bipalium		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot030	Notholca caudata	Notholca caudata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot040	Notholca foliacea	Notholca foliacea		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot050	Notholca labis	Notholca labis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot060	Notholca marina	Notholca marina		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot070	Notholca squamula	Notholca squamula		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot080	Notholca striata	Notholca striata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraNot915	Notholca acuminata/labis	Notholca	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraPla010	Plationus patulus	Plationus patulus		SMD93		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraPly000	Platyias	Platyias	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Brachionidae	RMBraPly010	Platyias quadricornis	Platyias quadricornis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol000	Collotheca	Collotheca		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol010	Collotheca campanulata	Collotheca		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol020	Collotheca libera	Collotheca		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol030	Collotheca mutabilis	Collotheca		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol040	Collotheca ornata	Collotheca		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol050	Collotheca pelagica	Collotheca		KOS78		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Collothecaceae	Collothecidae	RMColCol923	Collothea libera/mutabilis	Collothea		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Conochilidae	RMConCon000	Conochilus	Conochilus	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Conochilidae	RMConCon010	Conochilus (Conochiloides) coenobasis	Conochilus (Conochiloides) coenobasis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Conochilidae	RMConCon020	Conochilus (Conochiloides) dossuarius	Conochilus (Conochiloides) dossuarius		SEW01		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Conochilidae	RMConCon030	Conochilus (Conochilus) hippocrepis	Conochilus (Conochilus) hippocrepis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Conochilidae	RMConCon040	Conochilus (Conochiloides) natans	Conochilus (Conochiloides) natans		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Conochilidae	RMConCon050	Conochilus (Conochilus) unicornis	Conochilus (Conochilus) unicornis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Dicranophoridae	RMDic000000	Dicranophoridae	Dicranophoridae		SME96b		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Dicranophoridae	RMDicDic000	Dicranophorus	Dicranophoridae		SME96b		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Dicranophoridae	RMDicDic010	Dicranophorus forcipatus	Dicranophoridae		SME96b		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Dicranophoridae	RMDicDic030	Dicranophorus rostratus	Dicranophoridae		SME96b		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Dicranophoridae	RMDicEnc000	Encentrum	Dicranophoridae		SME96b		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Dicranophoridae	RMDicEnc010	Encentrum uncinatum	Dicranophoridae		SME96b		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Epiphanidae	RMEpiEpi000	Epiphanes	Epiphanes		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Epiphanidae	RMEpiEpi010	Epiphanes macroua	Epiphanes		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Epiphanidae	RMEpiEpi020	Epiphanes senta	Epiphanes		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Epiphanidae	RMEpiPro010	Proalides subtilis	Proalides subtilis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Epiphanidae	RMEpiRhi010	Rhinoglena frontalis	Rhinoglena frontalis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Euchlanidae	RMEucEuc000	Euchlanis	Euchlanis	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Euchlanidae	RMEucEuc010	Euchlanis deflexa	Euchlanis deflexa/lyra		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Euchlanidae	RMEucEuc020	Euchlanis dilatata	Euchlanis dilatata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Euchlanidae	RMEucEuc030	Euchlanis lyra	Euchlanis deflexa/lyra		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Euchlanidae	RMEucEuc040	Euchlanis triquetra	Euchlanis triquetra		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Euchlanidae	RMEucEuc913	Euchlanis deflexa/lyra	Euchlanis deflexa/lyra		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloFlo000	Floscularia	Floscularia		KOS78		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloFlo010	Floscularia ringens	Floscularia		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloLac000	Lacinularia	Lacinularia		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloLac010	Lacinularia flosculosa	Lacinularia		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloPty000	Ptygura	Ptygura		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloPty010	Ptygura melicerta	Ptygura		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Flosculariidae	RMFloPty020	Ptygura pilula	Ptygura		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasAsc000	Ascomorpha	Ascomorpha	MBT nicht erreicht	NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasAsc010	Ascomorpha agilis	Ascomorpha agilis		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasAsc020	Ascomorpha ecaudis	Ascomorpha ecaudis		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasAsc030	Ascomorpha ovalis	Ascomorpha ovalis		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasAsc040	Ascomorpha saltans	Ascomorpha saltans		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasGas000	Gastropus	Gastropus	MBT nicht erreicht	NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasGas010	Gastropus hyptopus	Gastropus hyptopus		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasGas020	Gastropus minor	Gastropus minor		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Gastropodidae	RMGasGas030	Gastropus stylifer	Gastropus stylifer		NOG02		4c
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Hexarthridae	RMHexHex000	Hexarthra	Hexarthra	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Hexarthridae	RMHexHex010	Hexarthra fennica	Hexarthra fennica		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Hexarthridae	RMHexHex020	Hexarthra mira	Hexarthra mira		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec000	Lecane	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec010	Lecane arcuata	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec020	Lecane bulla	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec030	Lecane cornuta	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec040	Lecane closterocerca	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec050	Lecane hamata	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec060	Lecane inermis	Lecane		SEG95		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec070	Lecane luna	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec080	Lecane lunaris	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec090	Lecane mira	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec100	Lecane scutata	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec110	Lecane stichaea	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec120	Lecane flexilis	Lecane		SEG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lecanidae	RMLecLec130	Lecane kostei	Lecane		SES10		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepCol000	Colurella	Colurella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepCol010	Colurella adriatica	Colurella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepCol020	Colurella hindenburgi	Colurella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepCol030	Colurella tesselata	Colurella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepCol040	Colurella uncinata	Colurella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepLep000	Lepadella	Lepadella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepLep010	Lepadella (Lepadella) acuminata	Lepadella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepLep020	Lepadella (Lepadella) ovalis	Lepadella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepLep030	Lepadella (Xenolepadella) parasitica	Lepadella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepLep040	Lepadella (Lepadella) patella	Lepadella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepSqu000	Squatinella	Squatinella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lepadellidae	RMLepSqu010	Squatinella rostrum	Squatinella		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lindiidae	RMLinLin000	Lindia	Lindia		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Lindiidae	RMLinLin010	Lindia (Lindia) janickii	Lindia		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Microcodidae	RMMicMic010	Microcodon clavus	Microcodon clavus		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Mytilinidae	RMMytLop000	Lophocharis	Lophocharis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Mytilinidae	RMMytMyt000	Mytilina	Mytilina	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Mytilinidae	RMMytMyt010	Mytilina bisulcata	Mytilina bisulcata		KOS78		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Mytilinidae	RMMytMyt020	Mytilina mucronata	Mytilina mucronata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Mytilinidae	RMMytMyt030	Mytilina ventralis	Mytilina ventralis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNot000000	Notommatidae	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep000	Cephalodella	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep010	Cephalodella acidophila	Cephalodella acidophila		JER11		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep020	Cephalodella auriculata	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep030	Cephalodella catellina	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep040	Cephalodella eva	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep050	Cephalodella forficula	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep060	Cephalodella gibba	Cephalodella gibba		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep070	Cephalodella hoodii	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotCep080	Cephalodella megaloccephala	Cephalodella		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotEnt000	Enteroplea	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotEnt010	Enteroplea lacustris	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotMon000	Monommata	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotMon010	Monommata grandis	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotMon020	Monommata longiseta	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotNot000	Notommata	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Notommatidae	RMNotNot010	Notommata aurita	Notommatidae		NOG95		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Proalidae	RMPProPou010	Pourriotia werneckii	Proales		SME96a		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Proalidae	RMPProPro000	Proales	Proales		SME96a		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Proalidae	RMPProPro010	Proales daphnicola	Proales		SME96a		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Proalidae	RMPProPro020	Proales decipiens	Proales		SME96a		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Proalidae	RMPProPro030	Proales reinhardti	Proales		SME96a		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Proalidae	RMPProPro040	Proales theodora	Proales		SME96a		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPlo000	Ploesoma	Ploesoma	MBT nicht erreicht	NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPlo010	Ploesoma hudsoni	Ploesoma hudsoni		NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPlo020	Ploesoma lenticulare	Ploesoma lenticulare		NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPlo030	Ploesoma triacanthum	Ploesoma triacanthum		NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPlo040	Ploesoma truncatum	Ploesoma truncatum		NOG02		4d
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol000	Polyarthra	Polyarthra		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol010	Polyarthra dolichoptera	Polyarthra		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol020	Polyarthra euryptera	Polyarthra euryptera		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol030	Polyarthra longiremis	Polyarthra		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol040	Polyarthra luminosa	Polyarthra		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol050	Polyarthra major	Polyarthra major		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol060	Polyarthra minor	Polyarthra minor		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol070	Polyarthra remata	Polyarthra remata		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol080	Polyarthra vulgaris	Polyarthra		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol918	Polyarthra vulgaris/dolichoptera	Polyarthra		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynPol967	Polyarthra remata/minor	Polyarthra	MBT nicht erreicht	NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn000	Synchaeta	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn010	Synchaeta grandis	Synchaeta grandis		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn020	Synchaeta lakowitziana	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn030	Synchaeta longipes	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn040	Synchaeta oblonga	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn050	Synchaeta pectinata	Synchaeta pectinata		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn060	Synchaeta stylata	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn070	Synchaeta tremula	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn924	Synchaeta lakowitziana/oblonga	Synchaeta		NOG02		4a

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn947	Synchaeta tremula/oblonga	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Synchaetidae	RMSynSyn956	Synchaeta stylata/pectinata	Synchaeta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesPom000	Pompholyx	Pompholyx	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesPom010	Pompholyx complanata	Pompholyx complanata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesPom020	Pompholyx sulcata	Pompholyx sulcata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesTes000	Testudinella	Testudinella	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesTes010	Testudinella mucronata	Testudinella mucronata		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesTes020	Testudinella parva	Testudinella parva		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Testudinellidae	RMTesTes030	Testudinella patina	Testudinella patina		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriElo010	Elosa worallii	Elosa worallii		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri000	Trichocerca	Trichocerca		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri010	Trichocerca birostris	Trichocerca birostris		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri020	Trichocerca capucina	Trichocerca capucina		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri030	Trichocerca cylindrica	Trichocerca cylindrica		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri040	Trichocerca dixonuttalli	Trichocerca dixonuttalli		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri050	Trichocerca elongata	Trichocerca elongata		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri060	Trichocerca gracilis	Trichocerca		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri070	Trichocerca iernis	Trichocerca		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri080	Trichocerca longiseta	Trichocerca longiseta		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri090	Trichocerca mus	Trichocerca		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri100	Trichocerca porcellus	Trichocerca porcellus		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri110	Trichocerca pusilla	Trichocerca pusilla		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri120	Trichocerca rattus	Trichocerca rattus		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri130	Trichocerca rousseleti	Trichocerca rousseleti		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri140	Trichocerca ruttneri	Trichocerca ruttneri		KOS78		4b



SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri150	Trichocerca similis	Trichocerca similis		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri151	Trichocerca similis grandis	Trichocerca similis		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri160	Trichocerca stylata	Trichocerca		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichocercidae	RMTriTri170	Trichocerca tenuior	Trichocerca tenuior		KOS78		4b
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichotriidae	RMTrkTra000	Trichotria	Trichotria	MBT nicht erreicht	KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichotriidae	RMTrkTra010	Trichotria pocillum	Trichotria pocillum		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Ploima	Trichotriidae	RMTrkTra020	Trichotria tetractis	Trichotria tetractis		KOS78		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil000	Filinia	Filinia	MBT nicht erreicht	NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil010	Filinia brachiata	Filinia brachiata		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil020	Filinia cornuta	Filinia cornuta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil030	Filinia longiseta	Filinia longiseta		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil040	Filinia opoliensis	Filinia opoliensis		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil050	Filinia passa	Filinia passa		NOG02		4a
Eurotatoria, Monogononta	Flosculariaceae	Trochosphaeridae	RMTroFil060	Filinia terminalis	Filinia terminalis		NOG02		4a
Sonstige, Chromista	Bigyra	Actinophryidae	SCBigAct000	Actinophrys	Actinophrys				
Sonstige, Chromista	Ciliophora		SCC00000000	Ciliophora	Ciliophora				
Sonstige, Chromista	Cercozoa	Cyphoderiidae	SCCerCyp000	Cyphoderia	Cyphoderia				
Sonstige, Chromista	Cercozoa	Cyphoderiidae	SCCerCyp010	Cyphoderia ampulla	Cyphoderia				
Sonstige, Chromista	Cercozoa	Euglyphidae	SCCerEug000	Euglypha	Euglypha				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOli00000	Oligotrichia	Oligotrichia				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliCod00	Codonella	Codonella				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliCod10	Codonella cratera	Codonella				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliStm00	Strombidium	Strombidium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliStr00	Strobilidium	Strobilidium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliTin00	Tintinnina	Tintinnina				

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliTin10	Tintinnidium	Tintinnidium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliTin11	Tintinnidium fluviatile	Tintinnidium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Oligotrichia	SCCOliTin20	Tintinnopsis	Tintinnopsis				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Ventrata	SCCPer00000	Peritrichia	Peritrichia				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Peritrichia	SCCPerCar10	Carchesium	Carchesium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Peritrichia	SCCPerEpi10	Epistylis	Epistylis				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Peritrichia	SCCPerTri00	Trichodinidae	Trichodinidae				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Peritrichia	SCCPerTri10	Trichodina	Trichodinidae				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Peritrichia	SCCPerVor10	Vorticella	Vorticella				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Rhabdophora	SCCRhaDid10	Didinium	Didinium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Rhabdophora	SCCRhaDil00	Dileptus	Dileptus				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Spirotrichia	SCCSpi00000	Spirotrichia	Spirotrichia				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Spirotrichia	SCCSpiOxy00	Oxytricha	Oxytricha				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Spirotrichia	SCCSpiSty00	Stylonychia	Stylonychia				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Ventrata	SCCVenCol10	Coleps	Coleps				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Ventrata	SCCVenPar10	Paramecium	Paramecium				
Sonstige, Chromista	Ciliophora	Ventrata	SCCVenSuc00	Suctoria	Suctoria				
Sonstige, Chromista	Heliozoa		SCHel000000	Heliozoa	Heliozoa				
Sonstige, Metazoa	Acarina		SMAca000000	Acari	Acari				
Sonstige, Metazoa	Mollusca		SMBiv000000	Bivalvia	Bivalvia				
Sonstige, Metazoa	Bivalvia		SMBivDre000	Dreissena	Dreissena				
Sonstige, Metazoa	Bivalvia		SMBivDre010	Dreissena polymorpha	Dreissena polymorpha				
Sonstige, Metazoa	Bryozoa		SMBry000000	Bryozoa	Bryozoa				
Sonstige, Metazoa	Crustacea, Branchiura	Argulidae	SMCruBraArg	Argulus	Argulus		FLO72		
Sonstige, Metazoa	Crustacea, Cirripedia		SMCruCir000	Cirripedia	Cirripedia				
Sonstige, Metazoa	Crustacea, Isopoda		SMCruIso000	Isopoda	Isopoda				
Sonstige, Metazoa	Crustacea, Ostracoda		SMCruOst000	Ostracoda	Ostracoda				
Sonstige, Metazoa	Gastrotricha		SMGas000000	Gastrotricha	Gastrotricha				
Sonstige, Metazoa	Gastrotricha	Chaetonotidae	SMGasCha000	Polymerurus	Gastrotricha				

SupOrd	Ord	Familie	OTL-ID	OTL-Taxonname	Mindestbestimmungstiefe	MBT-Kommentar	Ref-Lit	Präp	ZooGild
Sonstige, Metazoa	Gastrotricha	Chaetonotidae	SMGasCha010	Polymerurus rhomboides	Gastrotricha				
Sonstige, Metazoa	Hydrozoa		SMHyd000000	Hydrozoa	Hydrozoa				
Sonstige, Metazoa	Insecta	Corixidae	SMInsCor000	Corixidae	Corixidae				
Sonstige, Metazoa	Insecta		SMInsDip000	Diptera	Diptera				
Sonstige, Metazoa	Insecta	Chaoboridae	SMInsDip010	Chaoborus	Chaoborus				
Sonstige, Metazoa	Insecta	Chaoboridae	SMInsDip011	Chaoborus crystallinus	Chaoborus				
Sonstige, Metazoa	Insecta	Chaoboridae	SMInsDip012	Chaoborus flavicans	Chaoborus				
Sonstige, Metazoa	Insecta	Chironomidae	SMInsDip020	Chironomidae	Chironomidae				
Sonstige, Metazoa	Insecta		SMInsHem000	Hemiptera	Hemiptera				
Sonstige, Metazoa	Insecta		SMInsTri000	Trichoptera	Trichoptera				
Sonstige, Metazoa	Mollusca		SMMol000000	Mollusca	Mollusca				
Sonstige, Metazoa	Mollusca		SMMolGas000	Gastropoda	Gastropoda				
Sonstige, Metazoa	Nematoda		SMNem000000	Nematoda	Nematoda				
Sonstige, Metazoa	Oligochaeta		SMOli000000	Oligochaeta	Oligochaeta				
Sonstige, Metazoa	Polychaeta		SMPol000000	Polychaeta	Polychaeta				
Sonstige, Metazoa	Tardigrada		SMTar000000	Tardigrada	Tardigrada				
Sonstige, Metazoa	Trematoda		SMTreTri000	Trichobilharzia	Trichobilharzia				
Sonstige, Metazoa	Turbellaria		SMTur000000	Turbellaria	Turbellaria				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa		SPA00000000	Amoebozoa	Amoebozoa				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa		SPAArc000000	Arcellinida	Arcellinida				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Arcellidae	SPAArcArc00	Arcella	Arcella				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Arcellidae	SPAArcArc10	Arcella discoides	Arcella				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Arcellidae	SPAArcArc20	Arcella gibbosa	Arcella				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Arcellidae	SPAArcArc30	Arcella vulgaris	Arcella				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Centropyxidae	SPAArcCen00	Centropyxis	Amoebozoa				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Centropyxidae	SPAArcCen10	Centropyxis aculeata	Amoebozoa				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Diffugiidae	SPAArcDif00	Diffugia	Diffugia				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Diffugiidae	SPAArcDif10	Diffugia acuminata	Diffugia				
Sonstige, Protozoa	Amoebozoa	Diffugiina	SPAArcNeb00	Nebela	Amoebozoa				