



Überarbeiteter Endbericht zum Vorhaben

Thema:

**Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende
Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur
Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen**

Vertraglicher Projektbeginn: 01.08.2009

Projektabschluss: 31.07.2010

Ausführende Stelle:

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Dr. Ute Mischke
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Und den Projektpartnern (Unteraufträge)

Ursula Riedmüller (LBH, Freiburg)
Eberhard Hoehn (LBH, Freiburg)

Dr. Rainer Deneke (BTU Cottbus)



Brandenburgische
Technische Universität
Cottbus

Berlin, den 4. Oktober 2010





Der überarbeitete Endbericht beruht auf dem Bericht vom 22. Juli 2010, der dem LAWA-Expertenkreis vorgelegt wurde. Es wurden Erläuterungen und Fehlerkorrekturen durchgeführt.

Beispiele zur Anwendung der Kenngrößen von PhytoLoss werden im neuen Anhang 3 dargestellt. Die Einzelergebnisse pro See zu PhytoLoss werden in einer Excel-Tabelle dem Bericht angehängt.



Inhaltsverzeichnis

1	Anlass	5
2	Zusammenfassung.....	6
2.1	Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung (LBH)	6
2.2	Gesamtdatenbank zur Trophie-Klassifizierung von Seen.....	9
2.3	Ableitung eines neuen Biovolumen-Index zur Trophieklassifizierung.....	10
2.4	Vorlage eines Papiers mit Hintergrund- und Orientierungswerten für alle deutschen Seentypen für den Parameter Gesamtphosphor als Beitrag zu RAKON.....	10
2.5	Modul PhytoLoss – Effekt des Zooplanktons auf die Phytoplanktonbewertung.....	10
2.6	Phyto-See-Index in der Europäischen Interkalibrierung.....	11
2.7	Überarbeitung der Verfahrensanleitung.....	12
2.8	Zusammenarbeit im Rahmen von Unteraufträgen und mit anderen LAWA-Projekten.....	12
3	Ergebnisse.....	14
3.1	Datenlieferung durch die Bundesländer.....	14
3.2	Überarbeitung des Kalkulationsprogrammes PhytoSee.....	15
3.2.1	Erweiterung um die Bewertung für Mittelgebirgsseen, AWB und HMWB.....	15
3.2.2	Bedienungserläuterung und Effekte der getrennten Messstellen- und Wasserkörperbewertung.....	15
3.2.3	Fehleridentifizierung in der Programmversion PhytoSee4.0.....	17
3.2.3.1	Bewertungszeitraum für das Bewertungskriterium „Prozentanteil Chrysophyceae“.....	17
3.2.3.2	Bewertung für Braunwasserseen See-Typ 8.5.....	17
3.2.4	Ergänzung der Bewertungsausgabe von PhytoSee um erklärende Gewässertypnamen..	18
3.3	Überarbeitung der Verfahrensanleitung für den Phyto-See-Index.....	20
3.3.1	Ausblick auf eine endgültige Fassung der Verfahrensanleitung zu PhytoSee.....	21
3.4	Entwicklung des Bewertungsmoduls PhytoLoss (BTU Cottbus)	23
3.4.1	Einleitung: Nahrungsnetzbeziehungen und Gewässerbewertung nach EG-WRRL	23
3.4.2	Zielstellungen	24
3.4.3	Methodische Anforderungen an die Zooplankton-Probenahme und –analyse	24
3.4.3.1	Probenahme	25
3.4.3.2	Leistungsverzeichnis	25
3.4.3.3	Empfohlene Datenübergabeformate.....	26
3.4.3.4	Zooplankton-Datenbank	26
3.4.3.5	Datensammlung und -anpassung.....	26
3.4.3.6	Datenbankstruktur	29
3.4.3.7	Datenqualität	31
3.4.3.8	Konzept der „Standard-Zooplankton-Biomasse“	31
3.4.4	Grundlagen für einen Biofiltrationsindex.....	31
3.4.5	Mathematischer Zusammenhang und Konstruktion der Zooplankton-Phytoplankton- Interaktionsmatrix	34
3.4.5.1	Einteilung des Zooplanktons in Nahrungsgilden.....	37
3.4.5.2	Einteilung des Phytoplanktons in Nahrungsgilden.....	39



3.4.6	Ausblick für das Modul PhytoLoss im Rahmen der PSI-Bewertung	39
3.4.7	Glossar zum Modul PhytoLoss.....	40
3.4.8	Literatur zur Entwicklung von PhytoLoss	41
3.5	Bericht aus der europäischen Interkalibrierung des Phytoplanktons	44
3.5.1	Arbeiten in der Alpinen GIG	44
3.5.2	Arbeiten in der Central Baltic GIG.....	47
3.5.2.1	Oslo 2009	47
3.5.2.2	Ispra, Joint Research Center (JRC) 5.-6.11.2009 „Biological Group Leader meeting“ 48	
3.5.2.3	CB GIG Meeting Rotterdam am 25. – 26. März 2010	49
3.5.3	Anwendung des PSI und PTSI auf Zentral-europäische Interkalibrierungsseen.....	49
3.5.3.1	CB GIG Kooperation mit dem EU-Projekt WISER.....	51
3.5.4	Überprüfung der bisher für die IC aus Deutschland gemeldeten Referenzseen	53
3.6	Anpassungen des PSI für künstliche und erheblich veränderte Gewässer sowie Mittelgebirgsseen	55
3.7	Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen – Strategien und vorbereitende Analysen (LBH)	56
3.7.1	Fragestellung und mögliche Strategien der Überarbeitung	56
3.7.2	Weitere Vorgehensweise und Folgen für den Arbeitsplan	60
3.7.3	Methoden der Trophieklassifizierung nach LAWA (1999) und Tests zur weiteren Vorgehensweise.....	61
3.7.4	Betrachtung der bestehenden Klassifizierungen für Kleinseen	64
3.7.5	Stichprobenhafte Überprüfung der LAWA-Ansätze zur Beschreibung des Referenzzustandes von Seen mit morphometrischen Kenngrößen (LAWA 1999)..	67
3.7.6	Bisherige Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikationen nach LAWA (1999, 2001, 2003) – Übersicht und Fazit	70
3.8	Stand der Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierungen	72
3.8.1	Datenanforderung und Methoden der Aufbereitung.....	72
3.8.2	Datenstand und Datengrundlage.....	73
3.8.3	Ausblick und offene Fragen	75
3.9	Entwicklung eines Trophieindex mit Phytoplanktonbiovolumen – BV-Index	76
3.9.1	Datenzusammenstellung und Chlorophyll a-Gehalte im Phytoplankton.....	76
3.9.2	Regression zwischen Chlorophyll a und Biovolumen	79
3.9.3	Fazit zum Biovolumen-Index, Berechnung und Klassifikationstabelle	81
3.10	Weiterführung der Tabelle der Hintergrund- und Orientierungswerte für die Kenngröße Gesamtposphor.....	83
4	Literatur:	86
5	Anhänge	89
5.1	Anhang I: Auszug aus dem Entwurf des Kapitel „Probenahme“ im „Leitfaden der Zooplanktonanalyse“ (Deneke&Maier in Vorber.).....	89
5.2	Anhang II: Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtposphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 12. Januar 2010 . 6 S. als pdf-Dokument.....	89
<u>5.3</u>	<u>Anhang III: Beispiele zur Anwendung der Kenngrößen von PhytoLoss</u>	<u>89</u>



1 Anlass

Seit 2008 gibt es in Deutschland ein einheitliches Verfahren zur Bewertung von natürlichen Seen mittels der frei schwebenden Algen, des so genannten Phytoplanktons zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Für den im Jahr 2008 entwickelten Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008) bestand Anpassungsbedarf hinsichtlich

- I. der Zusammenführung mit dem Bewertungsentwurf für Mittelgebirgsseen, künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper (Hoehn et al. 2009)
- II. der Überarbeitung des Kalkulationsprogrammes PhytoSee und der Verfahrensanleitung
- III. der Erweiterung um das Modul PhytoLoss zur Abschätzung des Einflusses von Zooplankton
- IV. Anforderungen, die sich gegebenenfalls im Rahmen der europäischen Interkalibrierung des biologischen Verfahrens ergeben

Als Quelle einer nicht eingeplanteten Arbeitsaufgabe hat sich die vom LAWA-Expertenkreis Seen erwünschte Ausarbeitung der seetypspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerte für den chemischen Parameter entwickelt, die aus der biologischen Trophie- Indikation mittels Phytoplankton abgeleitet werden soll. Neben der Erweiterung der Vorlage vom Mai 2009 um Orientierungswerte für Gesamtphosphor für Seen und Talsperren im Mittelgebirge, wurde auch eine ausführliche Überprüfung der Kongruenz mit dem LAWA-Index (1999) gewünscht. Deshalb wurden folgende weitere Aufgaben bearbeitet:

- V. Ausarbeitung der seetypspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerte für den chemischen Parameter Gesamtphosphor (TP) für stehende Gewässer
- VI. Überprüfung der Annahmen zum Anstieg der Trophieklasse im Phyto-See-Index im Vergleich zu den LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifizierung und -bewertung von Seen (1999, 2001, 2003) als Grundlage zur Überarbeitung der Richtlinien.

Das hier dargestellte Projekt sollte diese Anpassungen durchführen bzw. vorschlagen und wurde aus dem Länderfinanzierungsprogramm der LAWA seit dem 1. August 2009 unter der Kennnummer O9.09 gefördert.



2 Zusammenfassung

Der Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008 modifiziert für Flusseen mit Mischke et al. 2009a) wurde zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton entwickelt. Dieses Bewertungssystem für natürliche Seen wurde in einem weiteren LAWA-Projekt für Mittelgebirgsseen, künstliche (AWB) und erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) durch Adaptation der vorhandenen Kenngrößen sehr stark erweitert (Hoehn et al. 2009). Die Verfahrenserweiterung für diese weiteren Standgewässer befindet sich durch ein weiteres, durch die LAWA gefördertes Projekt in einem Praxistest der Bundesländer (Hoehn et al. in prep.).

Das vorliegende Projekt (LAWA O9.09) hat sehr unterschiedliche Themen bearbeitet, die teils erst während des Projektverlaufes durch den Auftraggeber näher spezifiziert wurden:

- Beginn der Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierungen (1999, 2001, 2003)
- Erarbeitung des Moduls PhytoLoss
- Arbeiten in der europäischen Interkalibrierung
- Auswertungsprogramm und Verfahrensüberarbeitungen des PSI

Deshalb wird diese Zusammenfassung ebenfalls in Teilkomplexe untergliedert.

Datenbank zum Phytoplankton in Seen

Für die Überprüfung und Testung aller Kenngrößen, wurde die nationale Datenbank zum Phytoplankton erneut aktualisiert, erweitert und mit weiteren Seestammdaten und mit weiteren chemischen und physikalischen Kenngrößen verknüpft.

2.1 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung (LBH)

Im LAWA-Projekt O 9.08 (Mischke et al. 2009a) standen die LAWA- Trophieklassifizierungen und Bewertung von Seen (LAWA 1999, 2001, 2003) auf dem Prüfstand der Anwendbarkeit auf die über die letzten Jahre stark angewachsene, trophisch orientierte Datenbank deutscher Seen. Zwei zentrale Fragen sollten dort beantwortet werden: 1. Stimmen die Klassifizierungsansätze und deren Datenregressionen auf die aktuellen umfangreichen Datenbanken deutscher Seen? 2. Muss der LAWA-Index seetypspezifisch - analog zu den biologischen EU-WRRL-Verfahren - oder zumindest mit einer höheren Differenzierung als bisher die Trophie klassifizieren?

Da der LAWA-Index für das EU-WRRL-Bewertungsverfahren sowie für die Hintergrund- und Orientierungswerte eine wichtige Kalibrationsgröße darstellt, ist es für die Feinkalibration und Weiterentwicklung dieser Teilprojekte wichtig, die Überarbeitung der LAWA-Richtlinien so bald wie möglich zur Verfügung zu haben. Die Grenzen der Zustandsklassen sowie die Trophiewerte der Taxa müssen zu einem späteren Zeitpunkt auf den dann neuen LAWA-Index angepasst werden oder deren Stimmigkeit bestätigt werden. Die Überarbeitung des LAWA-Index besitzt deshalb im vorliegenden Projekt die Priorität vor den Aufgaben der Anpassung im Bewertungsverfahren.

Die Stimmigkeit der bisherigen Richtlinien ist in einigen Fällen gegeben - z.B. meist die Sichttiefenregressionen - in anderen Fällen stimmen die Klassifizierungen nicht mehr so gut. Allerdings könnten alle Modelle gerade in den trophischen Randbereichen anhand der größeren Datenbasis viel besser kalibriert werden. Für die Gesamtposphor-Kenngrößen muss die Indexberech-



nung sowohl für geschichtete als auch für polymiktische natürliche Seen dringend überarbeitet werden. Im LAWA-Index für natürliche Seen wurde ein systematischer Fehler in der Abstimmung der Einzelindices gefunden. In der Baggerseerichtlinie bei der Klassifizierung für kleine Seen traten bei Tests Fehler in der Kalibration und einer Berechnungsformel zu Tage.

In einer Email-Diskussion und der anschließenden LAWA-Sitzung des EK Seen in Mainz (Januar 2010) wurden für die weitere Vorgehensweise folgende neun Beschlüsse für die Überarbeitung aller drei LAWA-Trophie-Klassifizierungen gefasst:

1. Alle Kenngrößen des LAWA-Index sollen von Sommermittel auf Saisonmittel umgestellt werden, d.h. der zukünftige LAWA-Index und das PSI-Bewertungsverfahren fußen auf denselben Messzeiträumen und Kenngrößen.
2. Die Probenahme für die LAWA-Klassifizierung soll analog zur PSI-Probenahme nach Nixdorf et al. (2008) erfolgen. Das bedeutet im Regelfall, Gesamtphosphor aus dem Epilimnion und Chlorophyll a (und Phytoplankton-Gesamtbiovolumen) aus der euphotischen Zone zu analysieren.
3. Messungen im Klarwasserstadium von Seen gehen in die Mittelwertbildung mit ein und müssen nicht wie bisher für den Chl a- und Sichttiefen-Index "von Hand" aussortiert werden.
4. Die Erfassung und Klassifizierung des TP-Zirkulationswertes soll beibehalten werden. Des Weiteren soll für diese Kenngröße geprüft werden, ob Hintergrund- und Orientierungswerte (H&O-Werte) analog zum TP-Saisonmittel gemäß Riedmüller et al. (2010) formulierbar sind.
5. Eine unterschiedliche Trophieklassifizierung von Gewässerarten (Baggerseen, Talsperren und natürlichen Seen), Seetypen und Seen unterschiedlicher Größe soll nur dann erfolgen, wenn signifikante Abweichungen in der Biomasse- oder der Kenngrößenausprägung deutlich werden.
6. Es soll eine weitgehende Plausibilisierung und Harmonisierung mit den Klassengrenzwerten des PSI und der H&O-Werte stattfinden unter Berücksichtigung der europaweit verabschiedeten Grenzwerte für die Chlorophyll a-Konzentration der Interkalibrierungsseetypen (s. EU C(2008) 6016).
7. Eine Neuauflage der quantitativen Beschreibung des Referenzzustandes in LAWA (1999) mit morphometrischen Kenngrößen des Seebeckens (Diskussion s. Kap. 3.7.5) sowie ggf. eine differenziertere Kalibration anhand von Einzugsgebietseinträgen - in Abhängigkeit von der Bodenart im potenziell natürlichen Zustand - ist nicht erwünscht. Dies hat zu Folge, dass eine Überarbeitung des Bewertungsansatzes für natürliche Seen in der LAWA-Richtlinie nicht durchgeführt wird.
8. Des Weiteren soll der LAWA-Index wie bisher auf Seen aller Größen anwendbar sein, insbesondere auch wieder auf kleinere Seen ggf. mit Ausnahme von Seen kleiner 1 ha.
9. Der Untersuchungsaufwand zur Bestimmung des LAWA-Index soll wie bisher im Minimum vier Probenahmeterminen mit einem Frühjahrswert und mindestens drei Terminen in der Vegetationsperiode von (März)/April bis Oktober/(November) umfassen.

Die oben genannten Beschlüsse machen die Erstellung eines eigenen Gesamtdatensatzes notwendig mit allen Gewässerarten und Seegrößen insbesondere der Erweiterung auf Seen kleiner 50 ha. Für alle Seen müssen für die typologische Einstufung ausführliche Stammdaten zur Verfügung stehen bzw. recherchiert werden u.a. Hinweise auf Seealter, Makrophytendominanz oder Stickstofflimitierung. Durch die Umstellung vom Sommermittelwert auf das Saisonmittel müssen für alle Jahrgänge die einzelnen Probandaten vorliegen und bei den Bundesländern abgefragt werden. Die TP-Zirkulationswerte sind für die Neudaten (für rund 1.000 Jahrgänge) weitgehend "von Hand" zu



selektieren. Diese neue Gesamtdatenbank zur Trophie von Standgewässern wurde im laufenden Projekt durch LBH vorbereitet und weitgehend fertig gestellt.

Auf Basis einer methodischen Einführung in die Struktur der bisherigen "vorläufigen Richtlinien zur Erstbewertung bzw. Trophieklassifikation" (LAWA 1999, 2001, 2003) wurde gezeigt und entschieden, dass das bisherige Vorgehen zur Ableitung der Klassengrenzen im LAWA-Index im Wesentlichen für die Überarbeitung beibehalten werden kann. Dies bedeutet kurz zusammengefasst, dass die Chlorophyll a-Klassengrenzen wie bisher festgeschrieben sind und für die Parameter Sichttiefe-Saisonmittelwert, TP-Frühjahrswert und TP-Saisonmittelwert neue Regressionen abgeleitet werden, anhand derer die Indexberechnungen erfolgen können. Es wurde geprüft, ob der Wechsel der Kalibrationskenngröße vom Chlorophyll-Sommermittel auf das Saisonmittel eine Veränderung der bisherigen Klassengrenzen notwendig macht. Die Abweichungen des Saisonmittelwertes vom Sommermittel bei 4-6 Probenahmen im Jahr liegen im Schwerpunkt zwischen 0 und -20%. Vorbehaltlich ggf. eines Änderungswunsches des LAWA-EK Seen wurde entschieden, dass die bisherigen Chlorophyll a-Grenzen beibehalten werden können.

Da mit der überarbeiteten LAWA-Trophieklassifizierung auch wieder die Einstufung von Kleinseen (kleiner 5 ha) möglich sein soll, wurde zum besseren Verständnis des bisherigen Ansatzes die in LAWA (1999 und 2003) ermittelten Regressionsbeziehungen zwischen Chlorophyll und Gesamtphosphor genauer betrachtet. In der Talsperren-Richtlinie (2001) wurden die kleinen Sperren gemeinsam mit den polymiktischen Talsperren betrachtet und eine eigene Klassifikation besteht dort nicht. Für die natürlichen Kleinseen wurde eine starke Ähnlichkeit zur Klassifikation der polymiktischen größeren Seen festgestellt. Der Klassifikation der kleinen Baggerseen liegt trotz relativ großer Datenbasis vermutlich eine Fehlkalibration im oligotrophen Bereich zugrunde. Für die Trophieklassifikation von Kleinseen kann resümiert werden, dass eine gemeinsame Klassifikation von geschichteten größeren Seen und Kleinseen sicherlich nicht sinnvoll sein wird. Dagegen muss genau geprüft werden, ob und warum Kleinseen eine andere Biomasseausprägung oder andere Sichttiefenverhältnisse besitzen als polymiktische Seen insbesondere den flacheren unter ihnen. Der Unterschied von kleinen Baggerseen und natürlichen Kleinseen ist gemäß der LAWA-Datensätze (1999, 2003) nicht sehr groß und es sollte geprüft werden, ob sich diese beiden Seegruppen wirklich signifikant unterscheiden.

In der LAWA-Richtlinie für natürliche Seen werden unterschiedliche Wege zur Bestimmung der "see-individuellen" Referenztrophie beschrieben. Die Referenzsituation kann mit Hilfe morphometrischer Kenngrößen abgeleitet werden: 1. Verhältnis zwischen mittlerer Seetiefe und Sichttiefe und 2. auf Basis des Tiefengradienten. Die Referenzbedingungen der Kenngrößen wurden an einem Datensatz mit nahezu unbelasteten weißrussischen Seen in geringer Meereshöhe kalibriert. Die aktuelle Prüfung sollte klären, ob diese Verhältnisse bei den deutschen Referenzseen, die im Rahmen der Herleitung des Phyto-See-Index anhand von Landnutzungsdaten und den europäisch abgestimmten Kriterien identifiziert wurden, wieder zu finden sind. Für die alpinen Seen ist die Anwendung des von weißrussischen Seen abgeleiteten Verhältnisses zwischen mittlerer Seetiefe und Sichttiefe nicht stimmig. Die Interpolation der Regression des Tiefengradienten weißrussischer Seen in der bisherigen LAWA-Richtlinie auf die tiefen alpinen Seen führt zu einer zu hohen Sichttieferwartung mit zunehmender Seetiefe und leitet damit letztendlich eine zu niedrige Referenztrophie ab.

Der Ansatz auf Basis des Tiefengradienten zeigte bei Anwendung auf einen Seen-Datensatz aus Brandenburg (n=61) eine bessere Übereinstimmung zu den in Weißrussland gefundenen Beziehungen. Insgesamt stellt sich dennoch die Frage, warum für die Referenzfindung ein Seendatensatz aus Weißrussland als Richtschnur für die Referenzbedingungen von deutschen Seen gelten sollte. Über die Ökoregionen hinausgehende Übertragungen von Referenzvorstellungen und Parameterkorrelationen sind ohnehin vor dem Hintergrund der angestrebten differenzierten Typologie in der Wasser-



rahmenrichtlinie intensiv zu hinterfragen. Für Seen, die durch mineralische Trübe oder huminstoffbedingt Verkürzungen der Sichttiefe aufweisen, ist der rechnerische Umweg über die Trophiekenngröße Sichttiefe ohnehin schwer nachzuvollziehen. Die Übertragung der Bedingungen aus deutlich kontinentaler geprägten, in geringer Höhenlage liegenden Einzugsgebieten ist zusätzlich problematisch. Der LAWA-EK Seen sprach sich gegen eine eigentlich notwendige Überarbeitung dieses Ansatzes aus. Dies u.a. deshalb, weil mit dem WRRL-PSI-Verfahren ein umfangreiches Bewertungsverfahren mit Festlegungen von seetypspezifischen Referenzzuständen zur Verfügung steht.

In den LAWA-RL sind jeweils in Tabellen die Anwendungsgrenzen der Klassifizierung benannt. Auf Seen mit abweichender Trophiedynamik z.B. aufgrund von Säureeinwirkung, Seesalter, Makrophytendominanz, Braunfärbung, anhaltender Baggerung oder zu geringer Verweilzeit sind die Klassifikationsverfahren nicht geeicht und entsprechende Seen waren in den Entwicklungsdatensätzen vermutlich nicht oder kaum repräsentiert. Die Grenzkriterien aller drei Richtlinien werden synoptisch dargestellt und diskutiert.

Hinsichtlich des Umgangs mit den Grenzkriterien und Störfaktoren einer plausiblen Trophieklassifikation sind nun für die Überarbeitung zwei Strategien denkbar: **Variante 1:** Erstellung einer "sauberen" Datenbank, in welcher Seen "mit störenden Bedingungen" von vornherein ausgeschlossen werden. Dies setzt voraus, dass die Randbedingungen bekannt und in der Datenbank erfasst sind und als Filterkriterien verwendet werden können. **Variante 2:** Alle Seen werden in die Analyse integriert und abweichende Gruppen müssen identifiziert und ggf. ausgeschlossen werden. Oder sie erhalten eine eigene Klassifikation wie z.B. die Kleinseen in den bisherigen Richtlinien. Dies wäre z.B. denkbar für die Gruppen „kleine Seen“, „huminstoffgeprägte Seen“ oder „saure Seen“. Voraussetzung dafür ist, dass die Seegruppen mit ausreichend großen Stichproben im Datensatz vertreten sind.

Nach Diskussion der genannten Aspekte wird für die vorliegende Bearbeitung die Variante 2 favorisiert, was u.a. den Vorteil hat, dass deutlich mehr Seen in die Kalibration eingehen und im Umkehrschluss wahrscheinlich mehr Seen gültig klassifiziert werden können.

2.2 Gesamtdatenbank zur Trophie-Klassifizierung von Seen

Die seit Mitte Oktober 2009 durchgeführte, umfangreiche Datensammlung bezog sich auf Seen größer und kleiner als 50 ha, sofern diese oder Jahrgänge von diesen noch nicht in der Seendatenbank von Mischke et al. (2009a) oder Hoehn et al. (2009) enthalten waren. Die notwendige Seesubtypzuordnung jedes Gewässers basiert auf differenzierten Stammdaten - VQ, Verweilzeit, mittlere Tiefe. Für Seen, für die diese essenziellen Informationen nicht vorlagen, wurden gröbere Gruppen zusammengestellt, in der Hoffnung, dass innerhalb der gebildeten Gruppen keine größeren Unterschiede im trophischen Verhalten auftreten.

Insgesamt konnten für diese Fragestellung für über 1.900 Seen fast 30.000 Probestermine und nahezu 4.000 Jahrgänge zusammengetragen werden. Filtert man die Jahrgänge nach plausiblen Chlorophyll a-Werten in ausreichender Anzahl pro Untersuchungsjahr, so verbleiben 3.140 Jahrgänge. Aus diesen wurde ein Kalibrationsdatensatz mit 2.369 Jahrgängen ausgewählt mit den folgenden Kriterien:

1. maximal zwei Jahrgänge pro See oder Seebecken (bei langen Zeitreihen und zwischenzeitlichem Wechsel des Trophiestatus maximal drei),
2. Chl a- und TP-Saisonmittelwerte sind belastbar vorhanden, Sichttiefe durfte in Einzelfällen fehlen,



3. keine sauren Seen v.a. Tagebauseen (Test auf Klassifizierbarkeit erfolgt später),
4. mindestens 4 Termine pro Jahr und mindestens 3 Probetermine in der Vegetationsperiode von (März)/April bis Oktober/(November).

In dem der Überarbeitung nun zur Verfügung stehenden umfangreichen Datensatz von rund 2.400 Jahrgängen sind alle Seegrößen und Trophieklassen in guter Gleichverteilung repräsentiert. Ungleichverteilungen ergaben sich hinsichtlich Ökoregion und Seetypen. Hier lagen die Schwerpunkte sehr deutlich im norddeutschen Tiefland (87% der Jahrgänge, mit 40% der Jahrgänge aus geschichteten und 60% aus polymiktischen Tieflandseen) und bei den kleineren flachen, polymiktischen Tieflandseen. Die übrigen Gruppen sind jedoch in der Regel mit ausreichend großen Stichproben vertreten, so dass die geplanten differenzierteren Betrachtungen durchführbar sind. Auf Basis der hier erfolgten Datenbankarbeiten wird nun im parallel laufenden Projekt "Bewertung von AWB, HMWB und Sondertypen – Praxistest" die "außerplanmäßige" Arbeit der Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierungen mit Ähnlichkeits-, Regressionsanalysen sowie Typologiebetrachtungen fort geführt.

2.3 Ableitung eines neuen Biovolumen-Index zur Trophieklassifizierung

Dem ersten Ansatz in Mischke et al. (2009a) folgend wurde anhand des viermal so großen Datensatzes eine neue Ableitung des Biovolumen-Index erarbeitet. Diese basiert auf einem von Ausreißern bereinigten und sehr großen Datensatz und berücksichtigt eine Vielzahl unterschiedlicher Seen hinsichtlich Größe, Trophie und Gewässerart. Mit dem nun vorliegenden Biovolumenindex kann in Ergänzung zum LAWA-Index und PTSI (s. Riedmüller et al. 2006) eine Trophieeinstufung der Seen erfolgen. Er ist als Werkzeug anzusehen, mit dem alle Arten von Seen in jeglicher Größe mit einem Saisonmittelwert aus vier Probenahmen (mindestens drei innerhalb in der Saison) trophisch klassifiziert werden können. Für die Indexermittlung stehen eine Formel und eine Klassifikationstabelle zur Verfügung. Die Zuordnung des Index zur Trophieklasse erfolgt analog zu LAWA (1999).

2.4 Vorlage eines Papiers mit Hintergrund- und Orientierungswerten für alle deutschen Seentypen für den Parameter Gesamtposphor als Beitrag zu RAKON

In Arbeiten vergangener Projekte wurden Hintergrund- und Orientierungswerte für den Parameter Gesamtposphor (TP) aus dem Phytoplanktondatensatz abgeleitet. Die Kenngröße TP-Mittelwert bezieht sich auf die Vegetationsperiode. In zahlreichen Diskussionen im LAWA-Seen-Expertenkreis wurden der Fortgang der Arbeiten und die Weiterentwicklung der Tabelle intensiv besprochen. Als Ergebnis nennt die Tabelle (s. Anhang II) für jeden Seesubtyp des Phytoplanktonverfahrens Grenzbereiche für die sehr gut/gut- und für die gut/mäßig-Grenze. Die TP-Tabelle mit Hintergrund- und Orientierungswerten für Seen wurde zur Veröffentlichung im Rahmenkonzeptionspapier der LAWA (RAKON) vom LAWA-EK-Seen dem LAWA-AO eingereicht. Alle Grenzwerte und Übergangsbereiche sind mit den Bundeslandvertretern bereits abgestimmt, und können deshalb als erfolgreiches Endprodukt des vorliegenden Projektes hervorgehoben werden.

2.5 Modul PhytoLoss – Effekt des Zooplanktons auf die Phytoplanktonbewertung

Mit der Entwicklung des Moduls PhytoLoss entsteht eine bundesweit einheitliche, speziell auf die Interaktion mit dem Phyto-See-Index abzielende Auswertung des Zooplanktons. Wie an dokumentierten Einzelstudien belegt, kann eine zu geringe Biofiltrationsleistung des Zooplanktons, welche als



Folge eines ungünstig hohen Anteils an Friedfischen auftritt, einen erheblichen Einfluss auf die Bewertung mit dem Phyto-See-Index nehmen. Es wurde für die Arbeitsaufgabe PhytoLoss eine umfangreiche Datensammlung „Zooplankton“ aus den Überwachungsdaten der Bundesländer durchgeführt, eine Zooplankton-Datenbank erstellt und eine Beprobungsvorschrift für das Zooplankton vorgeschlagen. Die Datenaufbereitungsarbeiten waren weitaus umfangreicher als anfänglich geplant und die Konsensbildung für einen allgemeinen Beprobungs- und Auswertungsvorschlag schwierig.

Ein direkt verwertbares Nebenergebnis von PhytoLoss ist die Aufarbeitung von Altdaten der Bundesländer und die Definition von Datenübergabeformaten. Die mit hohem zeitlichen Aufwand datenbank-gerecht formatierten und soweit möglich validierten Altdaten des Zooplanktons werden sofern gewünscht den Datengebern wieder zur Verfügung gestellt, wodurch sich wertvolle Vergleichsdaten aus der Vergangenheit neu erschließen lassen. Es wurde, abgeleitet aus der großen Heterogenität dieser Altdaten, ein Datenübergabeformat PhytoLoss als EXCEL-Datei entwickelt, ähnlich der Formatvorlage_PhytoSee, welches zur zukünftigen Harmonisierung und Qualitätssicherung beitragen soll. Ebenfalls als Konsequenz aus der bisherigen großen Datenheterogenität für Zooplankton wurde als Zusatzaufgabe ein Mindeststandard bei der Zooplankton-Beprobung und Auswertung begonnen und teils erstellt. Diese „Zusatzarbeit“ konnte im kurzen Projektzeitraum nicht vollständig bewältigt werden. Der größte Teil dieser Aufgabe wird von den Projektbearbeitern (Dr. R. Deneke, Dr. G. Maier) parallel und im Anschluss an das Projekt PhytoLoss durchgeführt und mündet in ein Handbuch, den „Leitfaden der Zooplanktonanalyse“, der Anfang nächsten Jahres zur Verfügung stehen soll (s.a. Anhang I).

Der Tatsache geschuldet, dass etwa ein Drittel der Daten nur in Individuen-Zahlen und nicht wie benötigt in Zooplankton - Biomasse vorlagen, wurde ein Konzept der „Standard-Zooplankton-Biomasse“ mittels Standardwerten erarbeitet, welches eine solche Umrechnung ermöglicht und für die arbeitssparende, effektive und qualitätssichernde Anwendung für aktuelle Zooplanktonerhebungen zur Verfügung steht.

Für die Entwicklung eines Grazing- und Futterqualitäts-Indices wurden Ansätze für die Entwicklung eines Grazing-Index 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 die jeweiligen Gilden Gruppen mit ähnlichen Mechanismen und Effektivitäten zum Fraßschutz. Darunter fallen sowohl Anpassungen durch Zell- oder Koloniegröße als auch Gallerten, Zellwände etc. In der komplexen Version ergibt sich eine 11 x 12 Gilden-Matrix, in der einfacheren Variante eine 6 x 7-Matrix. Die unterschiedlichen Varianten befinden sich noch im Teststadium.

Appliziert man die neu definierten Futtergilden auf die über 420 Untersuchungsjahre mit sowohl Phytoplankton- als auch Zooplanktondaten, indiziert der Futterqualitätsindex (FQI) in anschaulicher Weise den unterschiedlichen Fraßdruck auf das Phytoplankton und indiziert ungewöhnliche Nahrungsnetz-situationen in Seen.

Die PhytoLoss- Bewertungsergebnisse mittels der neuen Indices für Biomasse, Größenstruktur, Grazing- und Futterqualitätsindex für die aus den Bundesländern gelieferten Daten werden Ende September 2010 an die Bundesländer versendet.

2.6 Phyto-See-Index in der Europäischen Interkalibrierung

Parallel zu den nationalen Arbeiten erfolgte die Arbeit in der europäischen Interkalibrierung des deutschen Phyto-See-Index in den geografischen Kalibrierungsgruppen (GIGs) getrennt für die Alpen-



region (Alp GIG) und für Zentraleuropa (CB GIG). Die Arbeiten waren vielfältig, da sich neben dem Aufbau von immer komplexeren Datenbanken (für die GIGs) und Übermittlung von nationalen Daten an diese Datensammlungen auch die Anfragen durch die EU, übermittelt durch JRC, zu den biologischen Verfahren vermehren und immer komplexer werden (Referenzseen; SWO1-Anfrage; questionnaire methods etc.).

Während des Projektzeitraumes wurden im LAWA- Arbeitskreis Seenbewertung die Arbeitsstände vorgetragen und abgestimmt.

Die Anwendung des deutschen PSI auf andere Zentraleuropäische Seen war hinsichtlich der geringen taxonomischen Auflösung der Phytoplanktonbefunde (>4 Indikatorarten) nur für zwei Drittel aller Daten der anderen Staaten möglich, von diesen wurden nur 21% mehr als dreimal pro Jahr beprobt. Die Korrelation der PSI Bewertung zu Gesamtphosphor war für die 39 nicht deutschen Seen des IC Types L CB1 nach den Grenzen des dt. Seetyp 10.1 zufrieden stellend hoch ($r^2 = 0,406$) und für die 48 Flachseen (ohne deutsche Seen) geringer ausgeprägt ($r^2 = 0,293$), doch wurden auch mit dem Metrik PTSI alle Belastungsklassen richtig abgedeckt. Die Plausibilisierung der Eingangsdaten von anderen europäischen Staaten ist noch nicht abgeschlossen.

2.7 Überarbeitung der Verfahrensanleitung

Aufgrund des verzögerten vertraglichen Projektbeginns (01.08. statt 01.04.2009) und der vom LAWA-Arbeitskreis Seen gewünschten Veränderung der Projektaufgaben, gab es zeitliche Kapazitätsüberschneidungen mit anderen Projekten. Diese führten für das gesamte Projekt dazu, dass der im Angebot ausgewiesene Arbeitsplan in folgenden Punkten zeitlich nicht eingehalten werden konnte: Die vorbereitenden Arbeiten für die ausstehenden Endprodukte „PhytoSee-Version 5.0“ und „erweiterte Verfahrensanleitung“ sind schon angelaufen (s. Dokumentationen in Hoehn et al. 2009; Erstellung einer Seenamentabelle in PhytoSee 4.1; Vorversionen von PhytoLoss-Modul), nur die letzten Informationen für den Abschluss liegen noch nicht vor, daher werden die Produkte zeitlich versetzt im nächsten Projekt geliefert.

Einige Projektarbeiten wurden bei der deutschen Limnologen Tagung in Oldenburg vorgestellt (Deneke & Maier 2009 Poster; Riedmüller et al. 2009 Vortrag; Mischke et al. 2009d Poster).

2.8 Zusammenarbeit im Rahmen von Unteraufträgen und mit anderen LAWA-Projekten

Wie bereits in den vorangegangenen Projekten wurden zur Fortsetzung internationaler Arbeitsaufgaben (benannte Experten für die Interkalibrierung) und aus Gründen der fachlichen Expertise folgende Unterauftragnehmer in die Bearbeitung des Projektes einbezogen:

- 1) Limnologie Büro Hoehn, Freiburg. Dipl. Biol. Eberhard Hoehn und Dipl. Biol. Ursula Riedmüller, (Durchführung bzw. Mitarbeit in allen Arbeitsaufgaben)
- 2) Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl Gewässerschutz, Prof. Nixdorf und Dr. R. Deneke (Modul PhytoLoss)

Durch die Einbeziehung von Prof. G. Maier von der Universität Ulm (Unterunterauftrag mit BTU Cottbus) konnte ein weiterer Zooplanktonspezialist für die Bearbeitung des Moduls PhytoLoss



gewonnen werden. Er hat im Wesentlichen die Ausarbeitung der Matrix zur Schematisierung der Phyto- und Zooplanktoninteraktion vorangetrieben.

Die vorbereitenden Arbeiten zur Neuprogrammierung des Kalkulationsprogramms PhytoSee sind erfolgt, nur die letzten Informationen für den Abschluss liegen derzeit noch nicht vor (PhytoLoss Grenzwerte; veränderte Grenzwerte aus dem Praxistest für erheblich veränderte und künstliche Standgewässer sowie Mittelgebirgsseen), deshalb wird die neue Programmversion zeitlich versetzt im nächsten Projekt geliefert werden. Der vorgesehene Unterauftrag an Bioforum, Dr. Jürgen Böhmer (Überarbeitung PhytoSee Programmierung) entfällt vorerst.

Im nachfolgenden, bereits bewilligten LAWA-Projekt zum Phytoplankton Kzf. O 4.10 „Anpassungen und Qualitätssicherung des Phyto-See-Index, dessen europäische Interkalibrierung und Beitrag für eine ökologische Gesamtbewertung“, liegt die Projektleitung beim LBH.

Mit der Erstellung der Gesamtdaten zur Trophie von Standgewässern wurde begonnen, die beiden Access-basierten nationalen Datenbanken „Phytoplankton natürliche Seen“ (Leitung IGB, Mischke) und „Phytoplankton künstliche und erheblich veränderte Standgewässer“ (Leitung LBH, Riedmüller) zusammenzuführen, und um eine weitere Datensammlung zur Trophie von Standgewässern (LBH, ohne Phytoplanktondaten, aber mit den Trophieparametern Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtphosphor) zu ergänzen. Dies sollte im Folgeprojekt (Kzd O 4.10) abgeschlossen werden. Es muss geklärt werden, wer diese stark erweiterte Datenbank (Vorschlag für Titel: **„Datenbank zur Trophie und zum Phytoplankton deutscher Seen“**) pflegt und weiterführt und wer diese Datenbank nachfolgend nutzen kann und soll?

Bereits in diesem Projekt war es für Teilaufgaben notwendig, z.B. für die Vorarbeiten zur Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung, der Erstellung des Trophie-Metric Gesamtbio-volumen und für das Modul PhytoLoss, Daten auszutauschen und gemeinsam zu nutzen.

Für die Arbeiten in der europäischen Interkalibrierung war es nötig, zum Beispiel die chemischen Probandaten eines Teils der Datensammlung um weitere Parameter zu erweitern, deren Messergebnisse freundlicherweise von den Bundesländern zur Verfügung gestellt wurden. Für das beantragte BMBF-Projekt NITROLIMIT könnten die vorhandenen chemischen Probandaten und solche für den Parameter Stickstoff relevanten Messdaten für einen Teildatensatz (bevorzugt ab 2005) als Datenbanktabelle verknüpft über die Probennummer erweitert werden.



3 Ergebnisse

3.1 Datenlieferung durch die Bundesländer

Die nationale Datenbank zum Phytoplankton natürlicher Seen wurde durch aktuelle Daten aus den Bundesländern um 150 Untersuchungsjahre erheblich erweitert. Neben den Datensätzen zum Phytoplankton, wurden auch die terminbezogene Trophiebeschreibung mittels Sichttiefe, Gesamtphosphor- und Chlorophyll a- Konzentration ergänzt. Das Land Niedersachsen lieferte zum ersten Mal einen umfangreichen Datensatz für seine Standgewässer.

Im Rahmen der zweiten Runde der europäischen Interkalibrierung der biologischen Bewertungsverfahren, kurz IC, werden diese neuen Daten gemeinsam mit denen aus den Vorjahren im CB GIG genutzt. Da erst seit 2005 in den deutschen Bundesländern die Beprobung und Auswertung des Phytoplanktons in einer einheitlichen Form erfolgte, wurde entschieden, die Datenlieferung für internationale Zwecke (IC und EU-WISER Projekt 2009-2013) auf den Zeitraum 2005 bis 2008 zu beschränken. Allerdings wurden zusätzliche chemische und physikalische Parameter der Seenprogramme gesammelt und mit den bestehenden Datentabellen verknüpft (s. Kap 3.5.2), so dass eine erweiterbare multivariate Analyse der Daten ermöglicht wird (Schichtung, Stickstoff, Trübung etc.).

Im Anschluss an diese Datensammlung (bis 10.09.2009) wurden weitere Phytoplanktondaten aus dem Jahr 2009 und aus Vorjahren aufbereitet und in die Datenbank Phytoplankton für natürliche Seen aufgenommen, um für die Entwicklung des Modul PhytoLoss möglichst zahlreiche Untersuchungsjahre mit sowohl Phytoplankton als auch Zooplanktondaten zu erhalten. Besonders viele Untersuchungen wurden im Jahr 2009 durch die Bundesländer veranlasst, deren Ergebnisse lagen aber erst kurz vor Ende des laufenden Projektes vor.

Für die IC wurden zusätzlich Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet der Seen recherchiert (s. Kap. 3.5.4), um Seen im Referenzzustand nach einheitlichen europäischen Vorgaben zu identifizieren.

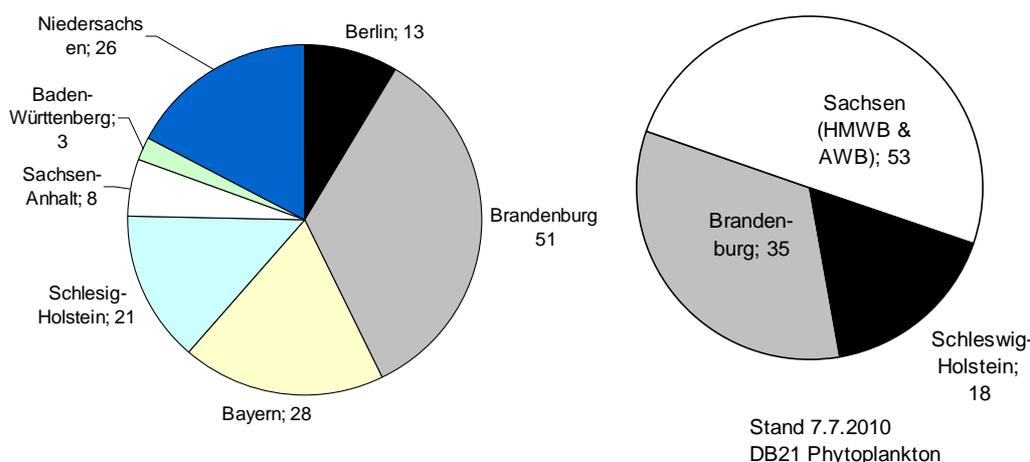


Abbildung 1: Übersicht über die im Projekt erhaltenen Neudaten aus den Bundesländern zum Phytoplankton Links: Stand 10.09.2009 vom Jahr 2008 und teils vom Vorjahr. Rechts: Neu verfügbare Untersuchungsergebnisse für das Phytoplankton als Anzahl im Jahr 2009 untersuchter Messstellen.s



Im Oktober 2009 erfolgte eine umfangreiche Datensammlung zur Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung von Seen (s. Kapitel 3.8.1 durch LBH).

Zur Erstellung des Modul PhytoLoss wurde eine Sammlung von Daten zum Zooplankton aus den Monitoringprogrammen der Bundesländern durchgeführt und wurde in einer eigenen Datenbank zusammengestellt (s. Kapitel 3.4.3 durch BTU Cottbus).

3.2 Überarbeitung des Kalkulationsprogrammes PhytoSee

In diesem Arbeitspaket erfolgte eine Zusammenführung des vorläufigen Mittelgebirge-Tools mit der vorliegenden Version von PhytoSee für natürliche Seen. Die Einarbeitung des Moduls PhytoLoss in das Programm PhytoSee wurde begonnen, ist aber noch nicht abgeschlossen, da noch nicht alle Grenzwerte für die Kenngrößen plausibilisiert sind. Die Entwicklung einer Vorlage für ein Handbuch Phyto-See-Index wartet auf die Ergebnisse aus dem laufenden Praxistest Mittelgebirgsseen, HMWB und AWB.

Die Oberfläche des Programms PhytoSee sollte benutzerfreundlicher programmiert werden. Diese Arbeiten werden gemeinsam mit Herrn Böhmer (BIOFORUM) zeitlich versetzt im nachfolgenden Projekt durchgeführt.

3.2.1 Erweiterung um die Bewertung für Mittelgebirgsseen, AWB und HMWB

Mit Version 4.0 von PhytoSee im Mai 2009 (Mischke, Böhmer & Riedmüller 2009) ist die Erweiterung im Kalkulationstool erfolgt. Erstmals wurde zum Bewertungsverfahren des Phytoplanktons in natürlichen Seen auch die Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen angeboten. Die Bewertungsgrenzen wurden der Verfahrensanleitung im Bericht von Hoehn et al. (2009) entnommen und sind seitdem noch unverändert.

Diese Arbeit wurde in Vorleistung des laufenden Projektes durch die Programmautoren erbracht. Die Programmversion wurde im laufenden Projekt getestet und Fehlerhinweise verfolgt.

3.2.2 Bedienungserläuterung und Effekte der getrennten Messstellen- und Wasserkörperbewertung

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es, den ökologischen Zustand eines Wasserkörpers zu bewerten. Die Abgrenzung und Ausweisung von Gewässern erfolgt durch die zuständigen Bundesländer und in den Kategorien der deutschlandweit vereinbarten Gewässertypen. Der Wasserkörper ist die räumliche Einheit, für die eine Meldung des Zustandes nach Brüssel erfolgt.

In großen oder gegliederten Wasserkörpern kann es sinnvoll sein, mehrere Messstellen zu beproben, und sich nicht - wie nach Vorschrift - nur auf die tiefste Stelle des Sees zu beschränken. Bis zur Version 4.0 wurden die Phytoplanktonbefunde mehrerer Messstellen für jeden Probenentwurf im PhytoSee-Programm gemittelt. Dabei werden Nullwerte, also das Fehlen von Arten, in den Mittelwert einbezogen! Dies ist für biologische Befunde üblich.

Vereinzelt kommt es dazu, dass die Messstellen eines Wasserkörpers sehr unterschiedliche Phytoplanktonbefunde und Chlorophyll_a-Konzentrationen aufweisen, und es deshalb interessant sein könnte, eine Einzelbewertung jeder Messstelle für Handlungshinweise zu erhalten. Diese Bewertungsvariante wurde vom Land Schleswig-Holstein gewünscht. Dies konnte man mit der bisherigen Version (PhytoSee 3.0) nur mittels der Umkodierung der Gewässernummer (Spaltenkopfnahme: GesGewNr-intern) durchführen, wie im Beitrag Mischke (2008) erläutert.



Damit eine Messstellenbewertung getrennt von der Wasserkörperbewertung regelmäßig in der PhytoSee –Exportdatei möglich wird, war eine Umstellung im der Kalkulationstool PhytoSee nötig. In der Datenbanktabelle zur Morphometrie und Hydrologie der Gewässer, der Tabelle „Gewässername_SeeNr“, werden nun vorrangig die Messstellen gelistet. Durch Hinzufügen zwei weiterer Spalten können die Bewertungsergebnisse auf der Ebene von Wasserkörpern zusammengefasst werden.

In PhytoSee Version 3.0 waren die Felder „GesGewNr-intern“ und „Gewässername“ unterschiedlich belegt, teils mit Kennnummer und Name des Wasserkörpers teils mit dem einer Messstelle belegt.

Seit PhytoSee Version 4.0 sollte in die Felder „GesGewNr-intern“ und „Gewässername“ die Kennnummer und der Name der Messstelle eingetragen werden. Die Zugehörigkeit dieser Messstelle zu einem Wasserkörper wird in den neuen Feldern „GesGewNr-internWB“ und „GewässernameWB“ am Ende der Import-Tabelle „Gewässername_SeeNr“ festgelegt. Gibt es keine weiteren Messstellen, kann die Bezeichnung identisch zu „GesGewNr-intern“ und „Gewässername“ sein. Gibt es mehrere Messstellen, müssen die Einträge in den Feldern „GesGewNr-internWB“ und „GewässernameWB“ für die zusammengehörigen Messstellen gleich sein.

Erläuterung: Eine Umbenennung der Feldnamen „GesGewNr-intern“ und „Gewässername“ zur Kennzeichnung des erforderlichen Messstellenbezugs (z.B. „MST_Nr“ und „MST_Name“) würde eine grundsätzliche Umprogrammierung der darauf aufbauenden Abfragen benötigen – deshalb müssen aus programmtechnischen Gründen diese bisherigen Feldnamen vorläufig beibehalten werden.

Effekt der Programmumstellung in PhytoSee 4.0 von Wasserkörper- auf vorrangig Messstellenbewertung (s.a. Zwischenbericht):

Die Umstellung auf eine Messstellen-orientierte Bewertung in der aktuellen Version PhytoSee 4.0 (seit Mai 2009) hat zu strengeren Mindestanforderungen hinsichtlich der Anzahl an Indikatorarten pro Messstelle für die Bewertungsdurchführung des PTSI geführt.

In der PhytoSee-Version ab 4.0 (Mai 2009) wird zuerst die komplette Einzelbewertung der Messstelle durchgeführt, und dann die Bewertungsergebnisse mehrerer Messstellen gemittelt. Ist die Anzahl der verfügbaren Indikatorarten für eine von mehreren Messstellen zur Bewertung mit dem Metric PTSI zu gering, wird auch die Gesamtbewertung des Wasserkörpers nach den vereinbarten Kriterien als „unsicher“ eingestuft.

Werden mehrere Messstellen eines Wasserkörpers gemeinsam mit PhytoSee 4.0 bewertet, kann es vorkommen, dass die Mindestanforderungen (>4 Indikatortaxa im Mittel aller Termine eines Jahres) nicht mehr wie zuvor bei der Mittlung der Probandaten erfüllt werden, da nun an jeder Messstelle pro Termin genügend Indikatortaxa gefunden werden müssen (s. Beispiel unten).

Im Gegensatz dazu wurde in der Vorversion PhytoSee 3.0 die Mittelwertbildung für einen Wasserkörper noch auf Ebene des Beprobungstermins gemacht - die Taxabio volumina einer Art wurden bei zwei oder mehreren Messstellen erst gemittelt (Einbeziehung von Nullwerten siehe im Text weiter oben) und dann erst mit den Kriterien für den PTSI bewertet. Dies führte dazu, dass bei Prüfung der Mindestanforderung „>4 Indikatortaxa im Mittel“ für das Mittel aus zwei und mehreren Messstellen mehr Taxabio volumina verschiedener Indikatorarten zur Verfügung standen, als wenn jede Einzelmessstelle einzeln geprüft wird wie in PhytoSee 4.0.



Nachfolgend ein Beispiel für die Berechnungen der mittleren Indikatortaxazahl als Prüfkriterium für die Verfahrensgrenzen des PTSI (Ausgabe der PTSI Bewertung: „ja“ wenn > 4 Taxa: sonst „nein“): Entweder gemittelt pro Termin und Messstelle und anschließend pro Jahr (PhytoSee 3.0) oder getrennt berechnet pro Messstelle (PhytoSee 4.0). Wie im Beispiel dargestellt, kann es in seltenen Fällen durch die abweichende Mittelwertbildung und durch eine geringe Taxazahl an nur einer Messstelle dazu kommen, dass auf dem Niveau des Wasserkörpers die gültige Bewertung nach PTSI in PhytoSee 4.0 nicht mehr erfolgt.

Rohdaten Beispiel	Wasserkörper (WB)	Indikator	MESSSTELLE 1 (MST 1)				MESSSTELLE 2 (MST 2)			
			Termin 1	Termin 2	Termin 3	Termin 4	Termin 1	Termin 2	Termin 3	Termin 4
		Taxon 1	0,3	2		0,9				
		Taxon 2	0,5	0,6	0,7	0,3	0,4	1,8	0,2	0,5
		Taxon 3	0,2	0,4	0,1	0,1				
		Taxon 4	1	2	2		1	4	3,5	0,2
		Taxon 5		0,1	0,2	0,1				
Anzahl Taxa pro Termin:			4	5	4	4	2	3	2	2
PhytoSee 4.0		WB								
Anzahl Taxa im Mittel:		3,25								
Ausgabe PTSI Wertung:		nein	MST 1 = 4,25				MST 2 = 2,25			
			MST 1 = ja				MST 2 = nein			
			Terminmittel aus MST 1 und MST 2***				*** = Beachte: Nichtbefunde an einer Messstelle wurden in PhytoSee 3.0 als Nullwert in das Terminmittel einbezogen			
			Termin 1	Termin 2	Termin 3	Termin 4				
Taxon 1			0,15	1,9		0,7				
Taxon 2			0,45	0,7	0,45	0,15				
Taxon 3			0,1	0,2	0,05	0,05				
Taxon 4			1	3	2,75	0,1				
Taxon 5				0,05	0,1	0,05				
PhytoSee 3.0		WB								
Anzahl Taxa im Mittel:		4,5								
Ausgabe PTSI Wertung:		ja	4				5			
							> 4 Taxa; Bewertung sicher			

3.2.3 Fehleridentifizierung in der Programmversion PhytoSee4.0

3.2.3.1 Bewertungszeitraum für das Bewertungskriterium „Prozentanteil Chrysophyceae“

Es musste entschieden werden, ob das Bewertungskriterium „Prozentanteil Chrysophyceae“ so bleiben soll wie in PhytoSee4.0 programmiert (incl. Mrz-Nov für Chrysophyceae) oder wie in der Aktuellen Reihe in der Verfahrensanleitung (Mischke et al. 2008) beschrieben als Saisonmittelwert von April - Oktober. Dies wurde auf der LAWA-Sitzung in Mainz angesprochen und entschieden, dass die Verfahrensanleitung und nicht das Programm für das Bewertungskriterium „Prozentanteil Chrysophyceae“ geändert werden soll auf Saisonmittelwert von März – November.

3.2.3.2 Bewertung für Braunwasserseen See-Typ 8.5

Das Hochschnellen der Biomasse in Seen mit Braunfärbung (SAK-Wert > 5) steht oft in Zusammenhang mit dem Vorkommen des sehr großen *Gymnodinium uberrimum*, der aufgrund seines großen Zellvolumens und sehr kleinem Chlorophyll a-Gehalts auch in geringen Stückzahlen hohe Biomassen verursacht. Beispiele hierfür sind: Talsperre Saidenbach, Talsperre Kleine Kinzig, Talsperre Carlsfeld.

Deshalb wurde für den Seetyp 8.5 die Bewertungsregel aufgestellt (Hoehn et al. Pers. Mittl.), dass die Bewertung des Gesamtbiovolumens nach Abzug des Biovolumens des *Gymnodinium uberrimum* erfolgen soll. Dieser Vorgang erzeugt einen Fehler und eine starke Verlangsamung im Programm PhytoSee 4.0 und verhindert die Berechnung des PSI. Dies muss korrigiert werden.

Es kann alternativ auch getestet werden, ob mit einer veränderten, speziell für dieses Taxon adaptierten Geoformel zu Berechnung des Taxonbiovolumens eine verbesserte Bewertung des Gesamtbiovolumens erreicht werden kann.



3.2.4 Ergänzung der Bewertungsausgabe von PhytoSee um erklärende Gewässertypnamen

Bisher werden im Programm PhytoSee die für das Phytoplanktonverfahren definierten Gewässertypen nur aufgeführt und nicht erläutert. Hier wird ein Vorschlag für die Gewässertypnamen für das PSI – Verfahren gemacht. Die Namen lehnen sich an die von Mathes et al. (2002) beschriebenen und vom UBA im Internet veröffentlichten Seetyp-Namen an:

<http://www.uba.de/wasser/themen/fluesse-und-seen/seen/allgemeines/typologie.htm>

Sie werden nur leicht für das EU-WRRL Phytoplanktonverfahren modifiziert bzw. um die Seetypen für künstliche (AWB) und erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) erweitert.

Diese Gewässertypnamen sollen bei der neuen PhytoSee-Programmversion als Tabelle integriert und bei der Bewertungsausgabe mit ausgegeben werden. Die Namen werden auch in Englisch ausgegeben. Die erklärenden Gewässertypnamen werden als Kopfnamen für die Interpretationshilfen dienen, die der endgültigen Verfahrensanleitung angehängt werden sollen.

Tabelle 1: Namen der deutschen Seetypen und Seesubtypen für das WRRL-Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton zur Integration in das Bewertungsprogramm PhytoSee und zur Ergänzung der Bewertungsausgabe

Sub-Typ PP	Name des deutschen Seetyps und Seesubtyps Phytoplankton	name of German lake type used to assess according German PSI
1	Voralpensee: kalkreich, ungeschichtet	lakes of the pre-alps: polymictic and calcareous
2+3	Voralpensee: kalkreich, geschichtet	lakes of the pre-alps: calcareous and stratified
4	Alpensee: kalkreich geschichtet	alpine lakes: calcareous and stratified
5	Mittelgebirgsseen und -talsperren: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the central mountain: calcareous with relatively large catchment area and stratified
6.1	Mittelgebirgsseen und -talsperren: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet	lakes in the central mountain: calcareous with relatively large catchment area and polymictic
6.2	Mittelgebirgsseen und -talsperren: kalkarm, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet	lakes in the central mountain: soft water with relatively large catchment area and polymictic
7	Mittelgebirgsseen und -talsperren: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the central mountain: calcareous with relatively small catchment area and stratified
8	Mittelgebirgsseen und -talsperren: kalkarm, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the central mountain: soft water with relatively large catchment area and stratified
8.5	Mittelgebirgsseen und -talsperren: Braunwasserseen, geschichtet	lakes in the central mountain: humic and stratified; colour measured in photometer at 254nm (SAK) > 5
9	Mittelgebirgsseen und -talsperren: kalkarm, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the central mountain: soft water with relatively small catchment area and stratified



Sub-Typ PP	Name des deutschen Seetyps und Seesubtyps Phytoplankton	name of German lake type used to assess according German PSI
10.1	Tieflandseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area and stratified
10.2	Tieflandseen: kalkreich, relativ sehr großes Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the lowlands: calcareous with relatively very large catchment area and stratified
13	Tieflandseen: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	lakes in the lowlands: calcareous with relatively small catchment area and stratified
11.1	Tieflandseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe > 3m	lakes in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area, polymictic; retention time >30d; mean depth >3m
11.2	Tieflandseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe ≤ 3m	lakes in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area, polymictic; retention time >30d; mean depth ≤ 3m
12	Tieflandseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit ≤ 30 d	lakes in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area, polymictic; retention time ≤30d
14	Tieflandseen: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, ungeschichtet	lakes in the lowlands: calcareous with relatively small catchment area and polymictic
10.1k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area and stratified
10.2k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ sehr großes Einzugsgebiet, geschichtet	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively very large catchment area and stratified
13k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively small catchment area and stratified
11.1k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe > 3m	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area, polymictic; retention time >30d; mean depth >3m
11.2k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe ≤ 3m	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area, polymictic; retention time >30d; mean depth ≤ 3m



Sub-Typ PP	Name des deutschen Seetyps und Seesubtyps Phytoplankton	name of German lake type used to assess according German PSI
12k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit ≤ 30 d	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively large catchment area, polymictic; retention time ≤ 30 d
14k	Künstliche und erheblich veränderte Seen im Tiefland: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, ungeschichtet	artificial or heavily modified water bodies in the lowlands: calcareous with relatively small catchment area and polymictic

3.3 Überarbeitung der Verfahrensanleitung für den Phyto-See-Index

Es sind einige kleine Änderungen der Verfahrensanleitung nötig geworden, um Programmfehler zu beheben, die veränderte Flusseenbewertung nach Mischke et al. (2009a) und die veränderte PTSI-Indikatorliste für die Voralpen- und Alpenregion aufzunehmen (Riedmüller in Mischke et al. 2009a), und eine erhebliche Erweiterung der Verfahrensanleitung durch die neuen Bewertungen für Mittelgebirge und künstliche (AWB) und erheblich veränderte Standgewässer (HMWB) (s. Hoehn et al. 2009 und Hoehn et al. 2010 in prep.) für den Phyto-See-Index umzusetzen.

Mathematische und beschreibende Abgrenzung der Klassengrenzen:

Neben dem bereits im Zwischenbericht erwähnten Fehler ist eine Korrektur der Zuordnung der verbalen Klassifizierung der ökologischen Zustandsklassen durch Schließung der mathematischen Bewertungslücke für Werte nahe der Bewertungsgrenze zwischen 1,5 und 1,51 bzw. 2,5 und 2,51 usw. in der Verfahrensanleitung nötig. Der Hinweis kam durch Wolfgang Arp, der in dem Bericht 2010 für das Land Schleswig-Holstein auf diesen Umstand hinwies.

In Tabelle 3.1 der Verfahrensbeschreibung (Mischke et al. 2008) werden die Zustandsklassen auf zwei Stellen hinter dem Komma, aber gerade dadurch ungenau definiert.

Durch eine Grenzziehung wie im LAWA-Index, also unter Verwendung des Zeichen „>“, können Bewertungslücken vermieden werden.

Bisherige Tabelle 3.1: Indexwerte und Zustandsklassen zur Herleitung der ökologischen Qualitätsverhältnisse (EQR) in der Verfahrensanleitung.

Indexwert des deutschen PSI (EQ)	Zustandsklasse	normierter EQR
0,5–1,5	1 = sehr gut (H = high)	0,81–1,0
1,51–2,5	2 = gut (G = good)	0,61–0,8
2,51–3,5	3 = mäßig (M = moderate)	0,41–0,6
3,51–4,5	4 = unbefriedigend (P = poor)	0,21–0,4
4,51–5,5	5 = schlecht (B = bad)	0,0–0,2



Neuvorschlag für Tabelle 3.1: Indexwerte und Zustandsklassen zur Herleitung der ökologischen Qualitätsverhältnisse (EQR) in der Verfahrensanleitung.

Indexwert des deutschen PSI (EQ)	Zustandsklasse	normierter EQR
0,5–1,5	1 = sehr gut (H = high)	>0,8–1,0
>1,5–2,5	2 = gut (G = good)	>0,6–0,8
>2,5–3,5	3 = mäßig (M = moderate)	>0,4–0,6
>3,5–4,5	4 = unbefriedigend (P = poor)	>0,2–0,4
>4,5–5,5	5 = schlecht (B = bad)	0,0–0,2

Im Programm PhytoSee 4.0 wird das Kriterium >1,5 bzw. >2,5 usw. als Klassengrenzenkriterium bereits umgesetzt.

Warnung für den Effekt der Einbeziehung der März-Probe in die PSI- Bewertung

Es zeigte sich bei den geschichteten Seen 2008 in Schleswig-Holstein, dass die Einbeziehung des März zu einer im Vergleich zum Zeitraum April bis Oktober deutlichen Verschlechterung des Phyto-Seen-Indexes führt (Arp & Maier 2009). In einem Fall führte die Einbeziehung der März -Probe zu einer um eine Klasse schlechteren Bewertung,. Der Effekt entsteht im Wesentlichen durch die Erfassung einer Frühjahrsalgenblüte.

Es ist darauf hinzuweisen, dass der Beginn und das Ausmaß der Frühjahrsalgenblüten stark wetterbedingt sind und in anderen Jahren auch in den Monat April, seltener in den Februar fallen können. Weiterhin ist mit einer monatlichen Beprobung nicht sicherzustellen, dass die zumeist auf 2-3 Wochen beschränkte Frühjahrsalgenblüte erfasst wird bzw. in ihrem Maximum erfasst wird. Demnach ist eine völlige Vermeidung des Problems durch Ausschluss des Monats März nicht möglich, da es weiterhin zu einer zufälligen Erfassung einer Frühjahrsalgenblüte kommen kann, die eine Bewertungsverschiebung hin zu einer strengeren Bewertung verursacht.

In der Exportdatei und der Bewertungsausgabe wird vom Programm PhytoSee eine Warnung ausgegeben, wenn März oder November-Proben in die Bewertung einbezogen wurden. Diese Warnung könnte um den Hinweis erweitert werden, dass bei Einbeziehung von März-Werten das Risiko für eine strengere PSI-Bewertung eintreten kann.

Die Einbeziehung des Novembers 2008 im oben genannten Beispieldatensatz wirkt sich kaum oder sehr selten verändernd auf den PSI aus (s. Arp & Maier 2009).

3.3.1 Ausblick auf eine endgültige Fassung der Verfahrensanleitung zu PhytoSee

Die Arbeiten zur Überarbeitung der Verfahrensanleitung wurden begonnen, können aber erst nach dem Vorliegen des Endberichtes zum Praxistest der Verfahrenserweiterung für Mittelgebirgsseen, Talsperren und Baggerseen abgeschlossen werden. Es erscheint nicht sinnvoll, die Anwender mit der Veröffentlichung einer weiteren Vorversion und Zwischenlösung von PhytoSee und der Verfahrensanleitung zu verwirren, wenn danach zeitnah eine weitere Änderung nach Veröffentlichung des Praxistestberichtes HMWB und AWB notwendig ist.

Deshalb soll eine, um folgende Punkte überarbeitete Verfahrensanleitung auf Basis der in Mischke et al. (2008) veröffentlichten Fassung zeitlich versetzt im Nachfolgeprojekt bis Ende 2010 erfolgen:

- Bedienungserläuterung für eine getrennte Messstellen- und Wasserkörperbewertung



- Veränderung des Bewertungszeitraumes für den Parameter „Prozentanteil Chrysophyceae“
- Berichtigung der Bewertung für Braunwasserseen See-Typ 8.5
- Korrektur der Bewertungsgrenzen für Flusseen (Seetyp 12) nach dem Vorschlag von Mischke et al. (2009a)
- Korrektur der Zuordnung der verbalen Klassifizierung der ökologischen Zustandsklassen
- für MG, HMWB und AWB erweiterte und für AVA-veränderte PTSI-Indikatorliste
- Dokumentation der Bewertungsgrenzen für die neuen Gewässertypen.
- Veränderte Warnung bei Einbeziehung von März-Werten
- Einbeziehung von Namen für den See(-sub)-Typ



3.4 Entwicklung des Bewertungsmoduls PhytoLoss (BTU Cottbus)

3.4.1 Einleitung: Nahrungsnetzbeziehungen und Gewässerbewertung nach EG-WRRL

Der Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008) wurde zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton entwickelt. Die bisherigen Bewertungen mit dem Phyto-See-Index werden von den Bundesländer-Experten als überwiegend plausibel betrachtet. Jedoch verbleiben einige Seen (ca. 15%), die eine abweichend vom Erwartungswert zu hohe oder zu niedrige Biomasse aufweisen oder von einer unerwarteten Artenzusammensetzung besiedelt werden.

Die Folgen eines stark degradierten Nahrungsnetzes mit zu geringer Biofiltrationsleistung des Zooplanktons als Folge der überstarken Dominanz planktivorer Fische können nach dokumentierten Einzelstudien auch auf die Bewertung mit dem Phyto-See-Index einen erheblichen Einfluss nehmen. So können z.B. bereits nährstoffarme Seen keinen guten ökologischen Zustand erreichen, weil das Phytoplankton kaum durch Zooplankton-Grazing reguliert wird, da die Abundanz und Struktur des Zooplanktons durch starken Prädationsdruck seitens der Fische zu stark beeinflusst wird. Da solche Zusammenhänge seit langem bekannt sind, untersuchen mehrere Bundesländer traditionell neben dem Phytoplankton auch weiterhin das Zooplankton, um ihre Bewertungsergebnisse besser interpretieren zu können. Eine bundesweit einheitliche, speziell auf die Interaktion mit dem Phyto-See-Index abzielende Erfassung der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion gibt es bisher noch nicht. Die Nahrungsnetzbeziehungen mit dem Zooplankton als direkte Konsumenten der Algenbiomasse sind essentiell für das Verständnis des ökologischen Zustands eines Standgewässers, auch wenn mit der Implementierung der EG-WRRL im Jahr 2000 das Zooplankton nicht zum Pflichtbestandteil des ökologischen Gewässermonitorings wurde. Aufgrund der Effekte des Nahrungsnetzes auf das Phytoplankton stehen als Handlungsoption für Seen, die den guten Zustand mit dem Phyto-See-Index



verfehlen, neben der Verringerung der Nährstoffeinträge auch die Nahrungskettensteuerung („Biomaniplulation“ durch Veränderung der Fischpopulationen) im Vordergrund. Bisher kann der Phyto-See-Index solche mehr über das Nahrungsnetz regulierbaren Zustände des Phytoplanktons nicht von solchen unterscheiden, in denen eine (weitere) Nährstoff-Verminderung die größte Wirkung erzielen könnte.

Das Ziel des Projektmoduls PhytoLoss ist es deshalb, die umfangreiche Literatur zur Nahrungsbiologie des (Meta-)Zooplanktons und zum Zooplankton-Grazing zu nutzen, um einen oder mehrere Metrics zu konstruieren, die die Bewertungssicherheit des Phyto-See-Index in dieser Hinsicht verbessern.

Die Bearbeitung des Moduls PhytoLoss erfolgte durch Dr. Rainer Deneke (BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz) zusammen – im Rahmen eines Unterauftrags - mit apl. Prof. Dr. G. Maier (Universität Ulm), um den „süddeutschen Aspekt“, die Zooplankton-Probenahme sowie die Nahrungsbiologie der Copepoden besser fachlich abzudecken.

3.4.2 Zielstellungen

In dieser Arbeitsaufgabe steht die Entwicklung eines optionalen Moduls zur Unterscheidung von Phytoplankton-Zuständen im Vordergrund, die stärker durch das Nahrungsnetz reguliert werden, im Gegensatz zu solchen wo eine (weitere) Nährstoff-Verminderung die größte Wirkung erzielen könnte. Dies soll durch die optionale Einbeziehung der wichtigen Steuergröße „Zooplankton“ geschehen (Deneke 2008; Deneke & Maier 2009).

Ausgehend von der umfangreichen Literatur zu allen Aspekten des (Meta-)Zooplankton-Grazing soll eine methodischer Ansatz entwickelt werden, um basierend auf den Daten der monatlichen Zooplankton-Beprobungen in verschiedenen Bundesländern Metrics zu entwickeln, die die Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion beschreiben. Dazu werden der MBI (Metazooplankton-Biofiltration-Index) und ein damit in engen Zusammenhang stehender Futterqualitätsindex (FQI) entwickelt. Eine Interaktionsmatrix bildet die Nahrungsbeziehungen zwischen funktionellen Gruppen des Phyto- und Zooplanktons ab und dient als Berechnungsgrundlage. In Kombination mit einem Größen-Metric für das Zooplankton sollen die Aussagemöglichkeiten der neuen Metrics getestet und, wenn möglich, kalibriert werden.

Als wichtiges Werkzeug wird im Rahmen von PhytoLoss eine nationale Zooplankton-Datenbank entwickelt, die erstmals die in den Bundesländern verstreut vorliegenden Zooplankton-Daten bündelt und für eine weitere Verwendung aufbereitet. Es bestätigte sich im Projektverlauf, dass es große qualitative und quantitative Unterschiede in dem Datenmaterial gibt, was die Probenfrequenz, die taxonomische Tiefe der Artbestimmung und/oder die Wahl eines Biomasseparameters betrifft. Die größten Inhomogenitäten sollten zur weiteren Verwendung der Daten beseitigt werden, womit sich ein weiterer Aspekt von PhytoLoss ergibt. Die Erfahrungen der Projektbearbeiter mit dem Zooplankton innerhalb und außerhalb des Projektes sollen dazu genutzt werden, für verschiedene Bereiche (Probenahme, Biomassebestimmung, Mindestbestimmbarkeit, Datenübergabeformate, etc.) Vorschläge für methodische Mindestanforderungen zu erarbeiten. Das Ziel ist es, damit einen Beitrag zur Qualitätssicherung und besseren Vergleichbarkeit der Zooplankton-Daten zu leisten, die zu einer Harmonisierung der Datenverwaltung und Methodik zwischen den Bundesländern führen könnte.

3.4.3 Methodische Anforderungen an die Zooplankton-Probenahme und -analyse

Im Projektzeitraum stellte sich schnell heraus, dass in den letzten Jahren wegen der Nicht-Berücksichtigung des Zooplanktons in der EG-WRRL ein erheblicher Teil des praktisch-methodischen Wissens im Gewässermonitoring verloren gegangen ist. So ergab sich als Zusatzaufgabe im Modul PhytoLoss das vorhandene Expertenwissen zu nutzen, um in wichtigen Fragen Vorschläge für Mindeststandards zu erarbeiten. Dies ist besonders deshalb notwendig, da Standards und Normen



weitgehend fehlen und die Ausschreibungen der Untersuchungen auf Länderebene nach z.T. sehr unterschiedlichen Kriterien erfolgen. Es zeigte sich allerdings auch, dass diese „Zusatzarbeit“ im sowieso schon kurzen Projektzeitraum nicht zu bewältigen ist. Der größte Teil dieser Aufgabe wird von den Projektbearbeitern (Dr. R. Deneke, Dr. G. Maier) parallel und im Anschluss an PhytoLoss durchgeführt und mündet in ein Handbuch, den „Leitfaden der Zooplanktonanalyse“, der Anfang nächsten Jahres zur Verfügung stehen soll. Dort werden dann in sehr prägnanter Form alle Themen der Zooplankton-Analyse angesprochen und praktische Vorschläge zur qualitativ professionellen und praxisgerechten Durchführung gemacht. Diese sind zu verstehen als Mindestanforderungen oder Quasi-Standards, die sich nur durch die Akzeptanz der Verantwortlichen in den Länderbehörden langfristig durchsetzen können. Im Projektzeitraum wurden zu den Themen „Probenahme“ und „Leistungsverzeichnis“ Empfehlungen bzw. Entwürfe erarbeitet und dem Seenexpertenkreis der LAWA zu Verfügung gestellt. Eine Mindestbestimmbarkeitsliste der Zooplankton-Taxa befindet sich noch in der internen Diskussion. Weiterhin gibt es einen Vorschlag für die Datenübergabeformate und umfangreiche Tabellen zur Biomasseberechnung mit Standardfaktoren als Bestandteil der PhytoLoss-Datenbank, die später noch ausführlicher im „Leitfaden“ dokumentiert werden. Die drei erwähnten Dokumente befinden sich im Anhang dieses Berichts. Weitere Aspekte des Leitfadens werden sich mit der Referenzliteratur zur Bestimmung des Zooplankton, Biomasse-Umrechnungsfaktoren und Empfehlungen zur Präparation bestimmter Zooplanktonarten befassen.

Ein Projektziel wurde damit praktisch schon erreicht, nämlich wieder etwas mehr Aufmerksamkeit für den Wert des Zooplanktons im Gewässermonitoring zu erzielen. Ein weiterer Effekt sind Diskussionen zur Verbesserung der Ausschreibungen für die Vergabe von Zooplankton-Analysen. Dazu versuchen wir auch in Zukunft noch mehr Hilfestellungen zu geben.

3.4.3.1 Probenahme

Eine repräsentative, quantitative Zooplankton-Probenahme ist wesentlich für die spätere Datenqualität. Fehler, die hier gemacht werden, lassen sich auch durch größte Anstrengungen im Labor nicht mehr kompensieren.

Der Aufwand für die Zooplankton-Probenahme ist relativ gering (s. Anhang 1 Leitfaden Zooplankton) und sie kann im Rahmen von Routineuntersuchungen gut in Kombination mit der Beprobung des Phytoplanktons durchgeführt werden. Andererseits weist das Zooplankton wichtige Besonderheiten auf, z.B. bei der Auswahl des Probenahmeprofils und der Maschenweite, die besonderer Beachtung bedürfen. Im Gegensatz zu allen anderen Bereichen der Zooplankton-Analyse gibt es seit einigen Jahren eine EU-Norm (DIN EN 15110) für die Zooplankton-Probenahme. Hier werden recht ausführlich fast sämtliche Aspekte berücksichtigt und kurz abgehandelt. Allerdings zeigte es sich, dass nicht versierte Anwender große Probleme mit der Auswahl der geeigneten Methode und ihrer Umsetzung in die Praxis haben. Die beigefügte Anleitung zur Zooplankton-Probenahme (s. Anhang) zeigt wie unter Einhaltung von Mindeststandards die Probenahme im Gewässermonitoring durchgeführt werden sollte, ohne dabei auf alle erdenklichen Varianten einzugehen. Kernpunkt ist natürlich, dass die Probenahme des Zooplanktons möglichst zeitgleich mit dem des Phytoplanktons erfolgen soll.

3.4.3.2 Leistungsverzeichnis

Der Vorschlag für ein Leistungsverzeichnis (s. Anhang) behandelt wesentliche Aspekte der Laborarbeit in der Zooplankton-Analyse. Er befindet sich aber noch im Entwurfsstadium, da z.B. relativ wenig auf die Methode der Biomassebestimmung eingegangen wird. Dazu wird es im „Leitfaden“ später mehr Informationen geben.



3.4.3.3 Empfohlene Datenübergabeformate

Als direkt verwertbare Nebenergebnisse von PhytoLoss können einerseits die Aufarbeitung von Altdaten der Bundesländer und die Definition von Datenübergabeformaten gelten. Die mit hohem zeitlichen Aufwand datenbank-gerecht formatierten und soweit möglich validierten Altdaten des Zooplanktons werden sofern gewünscht den Datengebern wieder zur Verfügung gestellt, wodurch sich wertvolle Vergleichsdaten aus der Vergangenheit neu erschließen lassen.

Dies repräsentiert nicht nur einen ideellen Wert. Bei der Entwicklung der Datenbank-Struktur stellte sich heraus, welche Informationen bzw. Datenfelder zur nachhaltigen Qualitätssicherung ohne allzu großen Aufwand routinemäßig zusammen mit den eigentlichen quantitativen Zooplankton-Daten erhoben werden sollten. Dabei handelt es sich überwiegend um methodische Informationen, wie z.B. zum Probenahmegerät, zur Maschenweite, zur Fixierung, die später oft nur mühsam zu rekonstruieren sind. Im Anhang befindet sich zur Dokumentation die Kopie einer Tabelle mit den Felderläuterungen, u.ä. Die Datenübergabeformate werden als EXCEL-Datei der Allgemeinheit zur Verfügung gestellt. Sie können auch in Zukunft die Datenbankpflege erheblich erleichtern.

3.4.3.4 Zooplankton-Datenbank

Die Zooplankton-Datenbank ist ein essentieller Bestandteil des PhytoLoss-Moduls. Nur vor dem Hintergrund der ganzen Vielfalt der Gewässertypen und trophischen Zustände lassen sich Zooplankton-Metrics testen, anpassen und evtl. auch kalibrieren. Weiterhin werden die Basisparameter und Metrics, vor allem die Standard-Zooplankton-Biomasse und der Biofiltrationsindex direkt mithilfe der Datenbank berechnet. Dies gewährleistet einen fehlerfreien Ablauf und ist die Voraussetzung dafür, um dieses Verfahren komplett in die PhytoSee-Datenbank zu integrieren. Die immanenten Prinzipien einer relationalen Datenbank sorgten auch mit dafür, dass sich die Konsistenz und Struktur der Daten im Zuge der Bearbeitung wesentlich verbesserte. Hier sind z.B. die die Korrekturen von falschen Seennamen, Artnamen und die Prüfung auf Duplikate zu nennen.

3.4.3.5 Datensammlung und -anpassung

Die Sammlung der Daten für die Datenbank kam zu Projektbeginn nur sehr schleppend voran. Dafür ergaben sich in den letzten Projektmonaten noch erfreulich viele Zuläufe mit taxonomisch und bezogen auf die Biomasse sehr wertvollen hoch aufgelösten Datensätzen. Die Daten stammen nicht nur aus verschiedenen Bundesländern und von vielen verschiedenen Bearbeitern, sie reichen auch zeitlich immerhin bis 1984 zurück, was insgesamt die große Heterogenität der Datensätze in allen Aspekten, also sowohl in Bezug auf die taxonomische Tiefe, die Bestimmung der Biomasse, die Anforderungen an die Dokumentation der Methodik (Anzahl gezählter Tiere, etc.) als auch die Datenformate betrifft.

Dadurch entstand ein nicht unbeträchtlicher Aufwand bei der Umformatierung von Kreuztabellen sowie bei der späteren Duplikats- und Konsistenzprüfung. Insbesondere die bisher nur in wenigen Bundesländern bzw. erst seit kurzer Zeit praktizierte Kodierung der taxonomischen Angaben mit den DV-Nummern des Bayerischen Landesamts machte umfangreiche Neukodierungen erforderlich bevor die Datensätze in die Datenbank geladen werden konnten.

Weiterhin negativ war in vielen Fällen das Fehlen eindeutiger Probennummern, die so erst nachträglich erzeugt werden mussten. Leider konnten die ebenfalls gelieferten semi-quantitativen Daten auf der Basis von Häufigkeitsschätzungen hier nicht verwendet werden. Die relativen



Häufigkeiten ließen sich wg. großer methodischer Unterschiede in den Verfahren und einer z.T. schwer nachvollziehbaren subjektiven Komponente nur mit großem Aufwand aufbereiten.

Dem steht weiterhin entgegen, dass die taxonomische Auflösung meistens gering ist, was die Bestimmungstiefe und die Anzahl erfasster Taxa angeht. Es kann hier nur dringend davon abgeraten werden semi-quantitative Verfahren aus anderen Bereichen der Ökologie, z.B. Makrozoobenthos, auf das Metazooplankton zu übertragen. Es steht im Vergleich dazu schon jetzt - trotz aller gegenwärtigen Verbesserungsbemühungen - eine in vieler Hinsicht gut entwickelte quantitative Methodik zur Verfügung. Dies ist ja sogar einer der wesentlichen Vorteile bei der Verwendung des Zooplanktons im Gewässermonitoring.

Insgesamt wurden bisher 4056 Proben aus 648 Seenjahren 225 Messstellen und 8 Bundesländern erfasst. Die Verteilung auf die einzelnen Bundesländer zeigt Abbildung 2. Die meisten Probandaten kommen aus Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Bayern und Sachsen. Nicht für alle liegen gegenwärtig auch schon passende Phytoplankton-Daten vor. Das gilt insbesondere für Proben neueren Datums sowie für einige Sondergewässer (Tagebauseen).

Im Rahmen der weiteren Datenbankpflege werden sich hier aber noch Verbesserungen ergeben. Die Verteilung der Proben auf die Untersuchungsgewässer (Abb. 3) ergibt ein etwas anderes Bild, da sich die Beprobungsdauer und die Intensität doch erheblich zwischen den Bundesländern unterscheiden. Die mit Abstand meisten Seen bzw. Messstellen (88) wurden in Schleswig-Holstein untersucht. Erfreulicherweise haben die zuletzt übergebenen Daten den Anteil der Proben mit Biomassedaten wesentlich erhöht (Abb. 4).

Nur noch 23% machen die reinen Abundanzdaten aus, die nicht direkt für eine Metrics-Berechnung zur Verfügung stehen. Die restlichen 78% Daten erfassen die Biomasse überwiegend auf der Basis des Biovolumens bzw. der Frischmasse (59%), die restlichen 18% entfallen auf die Trockenmasse. Hier sei dazu kurz angemerkt, das dafür wohl im Wesentlichen „Tradition“ und der „Phytoplankton-Blick“ verantwortlich sind, denn für das Zooplankton mit dem höchsten Biomasseanteil – die Crustaceen – ist die methodische Basis im Bereich des Trockengewicht bei weitem besser.

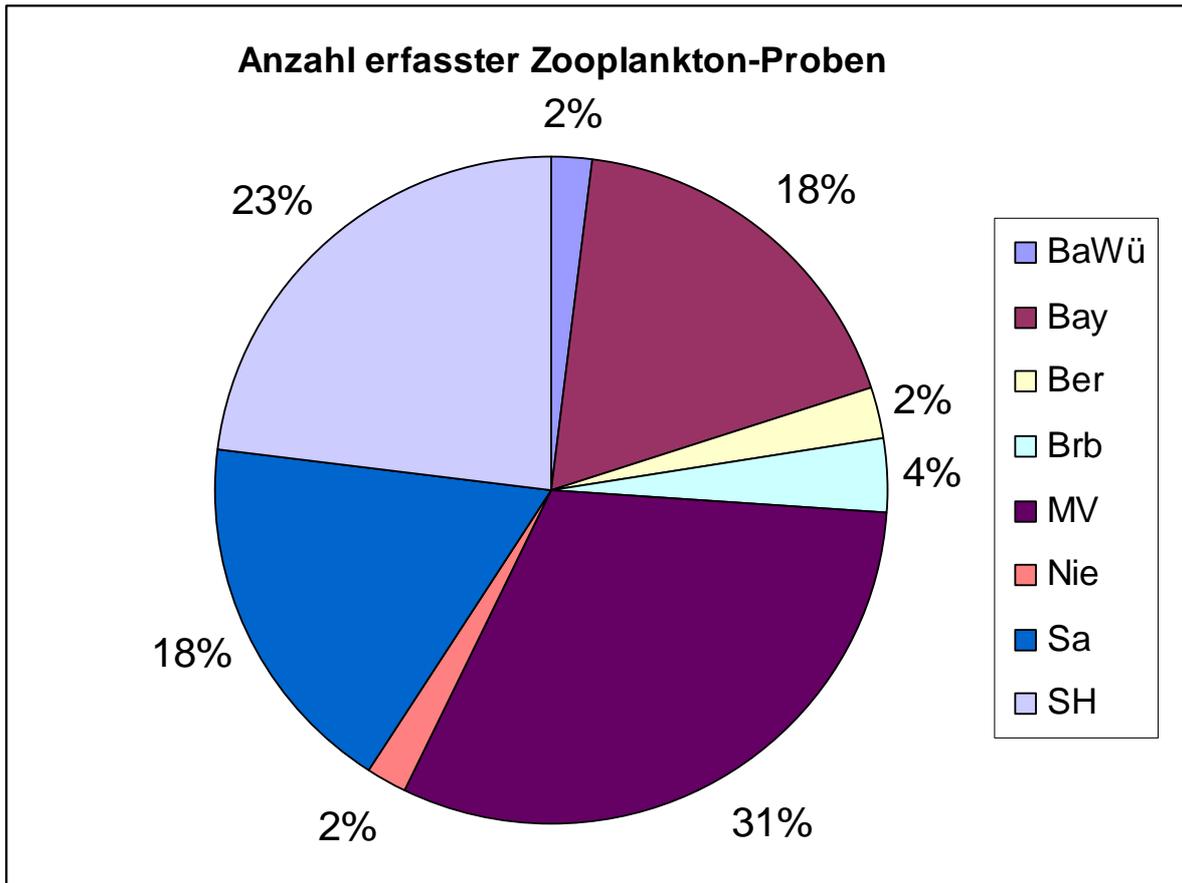


Abbildung 2: Anzahl der bisher erfassten Zooplankton-Proben aus den Bundesländern.

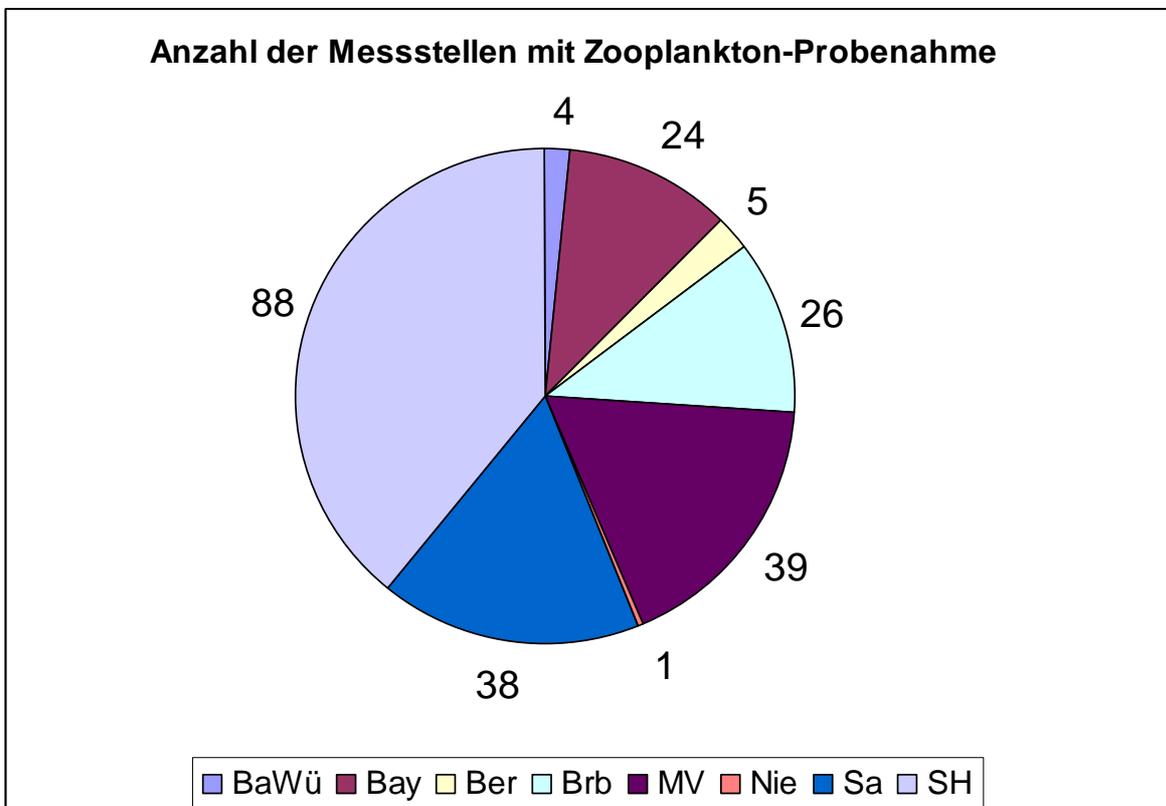


Abbildung 3: Anzahl der Zooplankton-Messstellen bzw. Seen mit Zooplankton-Probenahme.

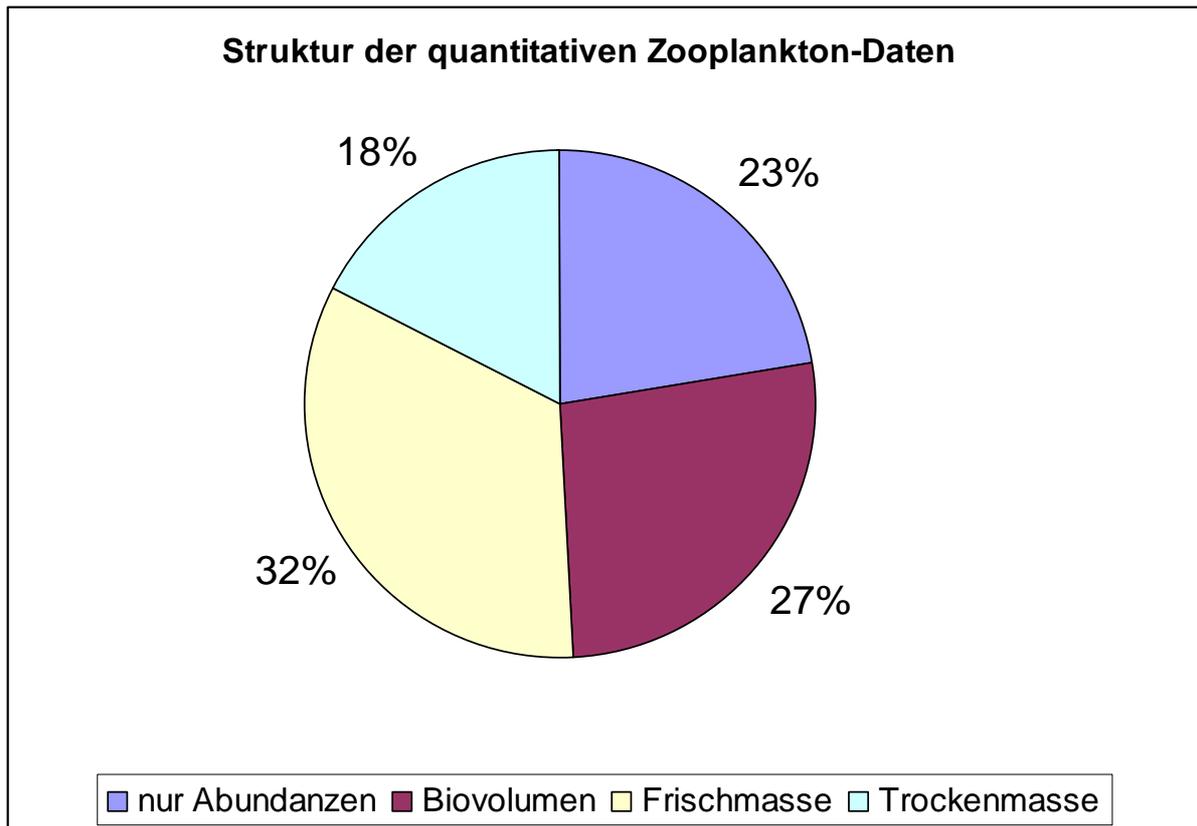


Abbildung 4: Struktur der quantitativen Zooplankton-Daten.

Als Konsequenz aus den Erfahrungen mit dem Aufbau der Datenbank sollte für ein nachhaltiges Datenmanagement einerseits mehr Transparenz herrschen (Was wurde wie mit welchen Faktoren berechnet?) und andererseits die methodischen Aspekte der Untersuchungen (Metadaten) besser dokumentiert werden, wie es in einzelnen Bundesländern zunehmend auch schon gefordert wird.

Ein erster Überblick zeigt, dass für Zooplankton-Proben mit Chlorophyll-Daten (Abb.5, hier saisonale Mittelwerte der Seenjahre mit mehr als 3 Probenahmen) diese die erwartete, große Streuung unabhängig vom Phosphor zeigen. Als Testkriterium für den Biofiltrationsindex soll versucht werden, einen Teil dieser nicht-erklärten Streuung durch Nahrungsnetzeffekte zu erklären.

3.4.3.6 Datenbankstruktur

Das konzeptionelle Datenbank-Modell der PhytoLoss-Datenbank mit seinen Relationen und Integritätsbedingungen unterscheidet sich nicht wesentlich von anderen Datenbanken ähnlichen Typs. Die Einzelergebnisse, die Probandaten und die artspezifischen Angaben befinden sich in separaten Tabellen (Abb. 6), die durch Primärschlüsselfelder so miteinander verknüpft sind, dass sie eine referentielle Integrität aufweisen. Über den SeeNummernschlüssel gibt es eine Anbindung an das Phytoplankton und die trophischen Parameter und über die artspezifische Tabelle an die Tabellen zur Biomasseberechnung (Standard-Biomassefaktoren, Umrechnungsfaktoren). Die Tabellen mit der Interaktionsmatrix und den Definitionen für die Zoo- und Phytoplankton-Gilden dienen zur Berechnung des Biofiltrationsindex.

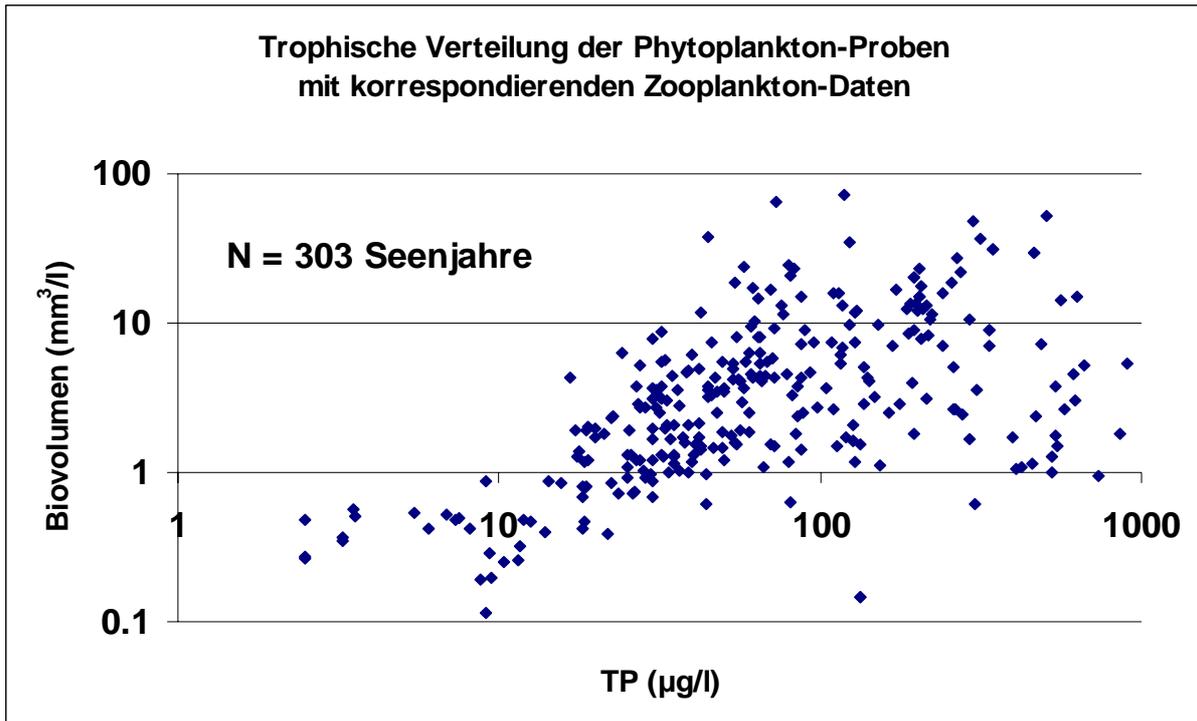


Abbildung 5: Chla-TP-Diagramm mit großer Streuung der Algenbiomasse (Vegetationsmittelwerte mit mehr als 3 Probenahmen pro Jahr).

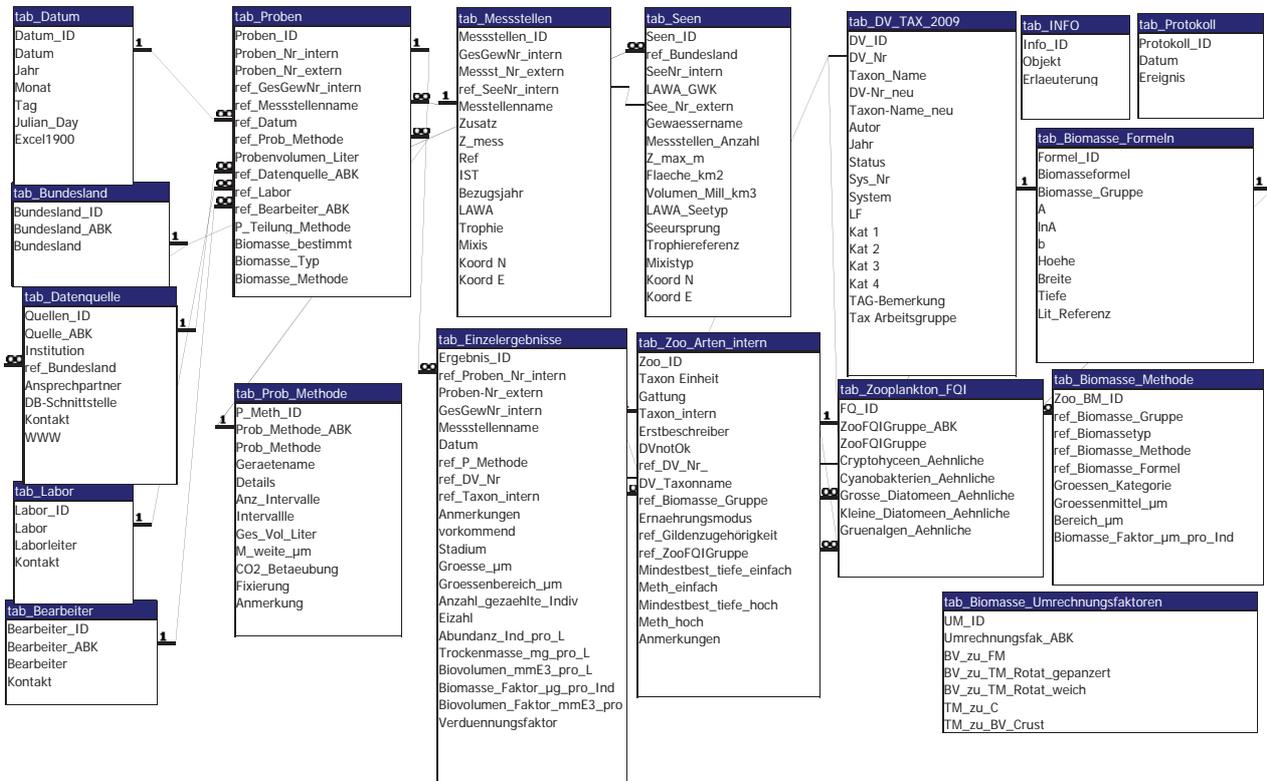


Abbildung 6: Überblick über die Datenbank-Struktur des PhytoLoss-Moduls.



3.4.3.7 Datenqualität

Zur Verbesserung der Datenqualität wurden im Laufe der Bearbeitung, wie schon angesprochen...

1.) **Transparenz hergestellt**, d.h. z.B. welche Formeln und Umrechnungsfaktoren wurden verwendet. Dadurch bleiben die Berechnungen in der Datenbank besser nachvollziehbar. Als wichtiges Beispiel sei hier der Umrechnungsfaktor von Phytoplankton-Frischmasse in Trockenmasse erwähnt. Reynolds (1984) empfiehlt einen (sehr hohen) Faktor von 0,45 während Sommer (2003) 0,2 verwendet. Da für den MBI (Metazooplankton-BiofiltrationsIndex) in jedem Fall eine Komponente – entweder Phytoplankton in Trockenmasse oder Crustaceen-Zooplankton in Frischmasse – umgerechnet werden muss, können sich alleine durch die Faktorwahl beträchtliche Unterschiede ergeben.

2.) **Zusätzliche Datenbankfelder** zur Datenqualität mit Metadaten erstellt, die taxonomische Unsicherheiten dokumentieren (Feld „c.f.“), Methodendetails (z.B. Maschenweite) erfassen oder Angaben zur taxonomischen Auflösung der Daten für statistische Untersuchungen machen, um die Datenauswahl zu vereinfachen.

3.4.3.8 Konzept der „Standard-Zooplankton-Biomasse“

Obwohl der Großteil der Daten inzwischen auch als Biomasse vorliegt, bleibt das Problem die restlichen Daten ohne Biomasse-Berechnung zu integrieren und die unterschiedlichen Biomasseparameter (Trockenmasse versus Biovolumen) so zu harmonisieren, dass Umrechnungsfaktoren die Ergebnisse nicht zu stark beeinflussen.

Deshalb wird ergänzend und vergleichend zu den Berechnungen mit den schon vorhandenen Biomassedaten für den gesamten Datenbestand auf einheitlicher methodischer Grundlage das Konzept der „Standard-Biomasse“ (SBM) angewendet. Dazu werden auf der Basis taxonomischer Angaben und von Entwicklungsstadien, aber ohne Berücksichtigung von Größenklassen, alle Abundanzen mithilfe von Standard-Biomassefaktoren einheitlich in Trockenmasse umgerechnet.

Diese Standard-Faktoren sind als Tabelle Bestandteil der Datenbank und werden außerdem zu einem späteren Zeitpunkt im „Leitfaden der Zooplanktonanalyse“ dokumentiert. Da die Ermittlung von validen Standard-Faktoren recht zeitaufwändig ist, ist dieser Weg noch in Bearbeitung.

Die Umrechnung in Trockenmasse wurde gewählt, weil für die wichtigste Gruppe bezogen auf die Biomasse, die Crustaceen, die überwiegende Mehrheit der Literaturdaten als Längen-Masse-Korrelationen auf Trockengewichtsbasis vorliegen. Die für die Umrechnung von Phytoplankton- und Rotatorien-Biovolumina in Trockenmasse erforderlichen Umrechnungsfaktoren werden als Tabelle in der Datenbank dokumentiert und verschiedene Varianten in ihrer Auswirkung auf die Ergebnisse getestet. Dabei wird ein von Maier & Stich (2010) vorgeschlagenes Konzept verwendet, das sowohl für das Phytoplankton als auch für die Rotatorien unterschiedliche Umrechnungsfaktoren für jeweils 3 Unterkategorien dieser Gruppen verwendet.

3.4.4 Grundlagen für einen Biofiltrationsindex

Die Entwicklung eines Biofiltrationsindex für das Gewässermonitoring muss die in diesem Rahmen zur Verfügung stehenden Begleitdaten und Probenahmeintervalle berücksichtigen.

Damit scheiden hochauflösende Ansätze, die sehr hohe Datendichten erfordern, wie das Modell SALMO II, das in der Modellierung von Talsperren zum Einsatz kommt, weitgehend aus. Umfangreiche Modellierungen auf der Basis von großen Mengen an Klimadaten entsprechen nicht dem Ziel der „Erhöhung der Bewertungssicherheit“ durch das Phytoloss-Modul.



Das gilt in ähnlicher Weise auch für den physiologischen Ansatz von Lampert (1993), der exemplarisch für Daphnien ausgehend von deren Respirationsverlusten „rückwärts“ rechnet, welche Energiemengen mit der Nahrung mindestens aufgenommen werden müssen, um ein Überleben und Wachsen der Population sicherzustellen. Auch hier spielen die in der Umwelt sehr variablen Temperaturwerte eine wichtige Rolle. Weder stehen diese Daten bei monatlicher Beprobung zur Verfügung noch gibt es für andere Zooplankter entsprechende Daten zur Physiologie.

Dagegen gibt es zum Zooplankton-Grazing seit den 80iger Jahren viele Labor- und Freilanduntersuchungen. Die dort dokumentierten Filtrationsraten sind sehr variabel u.a. in Abhängigkeit von der Methode, der Aktivität der Tiere (Tageszeit, allgem. Zustand), der Partikelgröße, der Qualität des Nahrungsangebots, der Konzentration der Nahrung und nicht zuletzt der Temperatur.

Diese Daten macht sich Feibicke (1994) in einem statistischen Ansatz zu nutze (Abb. 7), der mithilfe von Literaturangaben eine Regressionsgleichung für die spezifische Ingestionsrate in Relation zur individuellen Körpermasse der Tiere berechnet, die auch gut mit ähnlichen Literaturwerten (Moloney & Field 1991) korrespondiert. Dabei weist er allerdings auch auf die oft fehlenden Angaben zur Körpermasse hin, die von ihm nachträglich „ergänzt“ werden mussten.

$$I_{\text{spez.}} = 98,855 * W^{-0,245} \quad \text{n. Feibicke (1994) mit } N=69 \text{ und } r=0,825$$

W: individuelle Trockenmasse in μg

$I_{\text{spez.}}$: massenspezifische Ingestionsrate ($\% \cdot \text{d}^{-1}$)

Feibicke (1994) verwendet diese Gleichung zur Berechnung der Sekundärproduktion in der Schlei. Im Rahmen von PhytoLoss wird auch dieser einfache Ansatz vergleichend getestet. Erste Voruntersuchungen ergaben aber an ungewöhnlich vielen Terminen, nicht nur während des Klarwasserstadiums, außerordentlich hohe Community Grazingraten von weit über $200\% \cdot \text{d}^{-1}$.

Einen noch einfacheren Ansatz wählt Jeppesen (1997), der das Z/P-Verhältnis (Biomasse Zooplankton zu Phytoplankton) verwendet, um die potentielle Interaktionsstärke zwischen Metazooplankton und Phytoplankton zu beschreiben. Dabei behandelt er die Zooplankton-Biomasse als spezifische Ingestionsrate, die er für Cladoceren als $100\% \cdot \text{d}^{-1}$ ihrer Körpermasse und für Copepoden generell als $50\% \cdot \text{d}^{-1}$ annimmt, ohne die Rotatorien zu berücksichtigen. Der Vorteil dieser Methode liegt in ihrer Einfachheit und den wenigen Annahmen, die sie macht. Die Nachteile sind die Vernachlässigung der Rotatorien und insbesondere eine fehlende Differenzierung beim Phytoplankton, was seine Fressbarkeit für das Zooplankton angeht.

Der hier gewählte Ansatz basiert auf Jeppesen's Modell und versucht seine Nachteile zu überwinden, indem alle Metazooplanktongruppen einbezogen werden und zwar als Nahrungsgilden mit unterschiedlichen Ernährungsmodi.

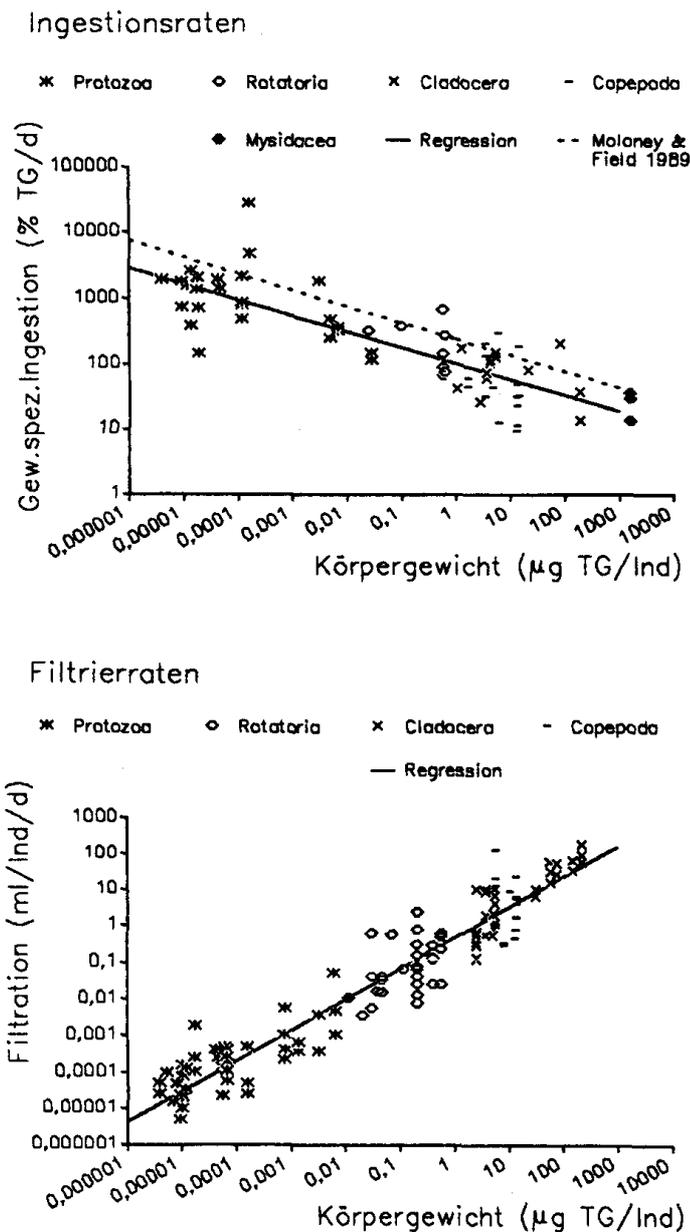


Abbildung 7: Gewichtsabhängige Ingestions- und Filtrationsraten aus Feibicke (1994).

Des Weiteren wird das Phytoplankton ebenfalls nach seiner relativen Fressbarkeit in funktionelle Gruppen unterteilt. Kernpunkt dieses Ansatzes ist die Interaktionsmatrix, die auf der Ebene der Nahrungsgilden die Interaktionsstärke der jeweiligen Kombination aus Zooplankton- und Phytoplankton-Gruppe mithilfe eines festen Futterqualitätsfaktors (FQF) beschreibt.

Diese Faktoren basieren auf Literaturdaten, Expertenwissen und Analogschlüssen, da bei weitem – selbst für die relativ wenigen Gilden – keine Werte für alle möglichen Kombinationen vorliegen. Die FQF's sind mehr oder weniger deutlich das Produkt mindestens dreier Aspekte der Nahrungsbiologie:

1. der Ingestierbarkeit durch das Zooplankton auf Grund Größe und Form,
2. der Eliminierbarkeit auf Grund der äußeren Struktur der Phytoplankton-Zellen bzw. –Kolonien und



3. des herbivoren Anteils am Nahrungsspektrum. Aus den FQF'S und der Phytoplankton-Biomasse errechnet sich der fressbare herbivore Anteil, der in Relation zur gesamten Phytoplankton-Biomasse als (relativer) **Futterqualitätsindex** (FQI) bezeichnet wird.

Daraus lässt sich jetzt das eigentliche Zooplankton-Metric berechnen, der **Metazooplankton-Biofiltrations-Index_{ed}** (**MBI_{ed}**), der summarisch den Grazing-Einfluss der Metazooplankton-Gemeinschaft auf das fressbare Phytoplankton beschreibt, im Sinne einer potentiellen „Community Grazing-Rate“. Durch den Bezug auf die fressbare Phytoplankton-Fraktion kann nun auch für Seen mit sehr schlechter Nahrungsqualität ggf. zugleich ein relativ hohes Grazing-Potential ermittelt werden. Dieses hätte dann allerdings durch die Beseitigung konkurrierender gut fressbarer, schnell wachsender Phytoplankton-Arten einen stabilisierenden Effekt auf das dominante Phytoplankton-Regime. Mit der Kombination beider Indices - MBI_{ed} und FQI - , die mathematisch eng miteinander verknüpft sind, lässt sich die Stärke des Top-Down-Einflusses des Zooplanktons auf das Phytoplankton im pelagischen Nahrungsnetz differenziert beschreiben.

Zusätzlich kann das „klassische Z/P-Verhältnis“ - jetzt als **MBI_{tot}** (tot=gesamte Phytoplankton-Biomasse) bezeichnet - auch zum Vergleich herangezogen werden, obwohl es in Relation zum MBI_{ed} nur auf andere Art das gleiche wie der FQI ausdrückt. Natürlich kann auch der MBI (Metazooplankton-Biofiltrations-Index) nicht völlig unabhängig von Größeninformationen innerhalb der Zönose sein, da er letztlich auf der Biomasse taxonomischer Gruppen bzw. funktioneller Gilden, die unterschiedliche Größenbereiche repräsentieren, basiert. Diese Beziehung wird durch den Vergleich mit einem Größen-Metric untersucht.

3.4.5 Mathematischer Zusammenhang und Konstruktion der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix

Die Begriffserklärungen und Abkürzungen finden sich im Glossar (Kap. 3.4.7). Die Indexberechnung beruht auf den Biomassen des Phyto- und Zooplanktons, wobei vorher entweder eine einheitliche Umrechnung in Trockenmasse oder Frischmasse erfolgen muss (s. dazu Kap. 3.4.3.8).

Ausgehend von Jeppesen's Ansatz wird eine grobe Abschätzung des „Community Grazing“ durch das Zooplankton in seiner einfachsten Form wie folgt beschrieben:

$$\text{CommunityGrazingRate} = (Z * 100) / P \approx (P_{ing} * 100) / P \quad (1)$$

Z: gesamte Zooplankton-Biomasse

P: gesamte Phytoplankton-Biomasse

P_{ing}: durch Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse pro Tag (in % * d⁻¹)

Mit der Annahme, dass das Zooplankton potentiell 100% seiner Körpermasse pro Tag an Algen konsumiert.

Hier wird für eine höhere Aussagekraft das „Community Grazing“ insbesondere auf den fressbaren Anteil der Phytoplankton-Biomasse bezogen:

$$\text{CommunityGrazingRate}_{ed} = (P_{ing} * 100) / P_{ed} \quad \text{in } [\% * d^{-1}] \quad (2)$$

ed: Index für „edible“ =fressbar

Dazu wird als Kernstück des vorliegenden Verfahrens ein Futterqualitätsindex (FQI) eingeführt, der den relativen Anteil der fressbaren an der gesamten Phytoplankton-Biomasse beschreibt.



$$FQI = \frac{P_{ed}}{P} \quad (3)$$

Der Berechnung des FQI erfolgt mithilfe einer **Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix** (Beispiel s.. Abbildung 8). Grundlage dafür ist die Umrechnung der taxabasierten Plankton-Biomasse in eine Gildenstruktur, die je nach gewähltem Modell mehr oder weniger komplex ist. Beim Zooplankton werden taxonomische Gruppen und Entwicklungsstadien (z.B. Copepoden-Nauplien) mit ähnlichen Nahrungsaufnahme-Modi gruppiert. Das reicht von den selektiv greifenden Rädertieren bis zu den sehr effektiv filtrierenden Daphnien.

Beim Phytoplankton repräsentieren die jeweiligen Gilden Gruppen mit ähnlichen Mechanismen und Effektivitäten zum Fraßschutz. Darunter fallen sowohl Anpassungen durch Zell- oder Koloniegröße als auch Gallerten, Zellwände etc. In der komplexen Version ergibt sich eine 11 x 12 Gilden-Matrix in der einfacheren Variante eine 6 x 7-Matrix. Die unterschiedlichen Varianten befinden sich noch im Teststadium.

Futterqualitätsfaktoren (FQF's) - Minimalvariante der Interaktionsmatrix

ZooGilden	F1 - Thin Filaments - Oscillatoriales	F2 - Medium and thick Filaments - Chlorophytes, Conjugata	C1 - Small Colonies - colonial Chlorophyta < 30µm GALD, s	C2 - Medium Colonies - 30 - 100µm - Chlorococcales, Phyto	C3 - Gelatinous Large Colonies - >100µm GALD; Phytomon	U2 - Large-Chrysophytes/Haptophytes, Euglenophytes, Cor	B2 - Large-Bacillariophytes (>30µm GALD), nut without cha
1b Große Cladoceren (Daphnia-Gruppe)	0.4	0.2	1.0	0.4	0.2	0.4	0.4
1c Kleine Cladoceren (Bos., Cer., Chyd., Diaph., Litorale Cl.)	0.2	0.0	0.8	0.2	0.0	0.2	0.2
2 Calanoida Copepodide + Adulti	0.6	0.6	0.4	0.8	0.6	0.8	0.8
3a Copepoda Nauplien	0.2	0.0	0.8	0.2	0.0	0.2	0.2
3c Cyclopoida Copepodide + Cyclopoida Adulti	0.4	0.4	0.2	0.6	0.4	0.6	0.6
4a Rotatorien I (All)	0.2	0.2	0.8	0.4	0.2	0.2	0.2

Abbildung 8: Vereinfachte Variante der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix mit FQF's (Futterqualitätsfaktoren) zur Beschreibung der relativen Interaktionsstärke ausgedrückt als „Fressbarkeit“.

Jede Zelle dieser Matrizen, also jede Kombination von Konsumentengilde und Produzentengilde enthält einen konstanten Wert, den **Futterqualitätsfaktor** (FQF). Er beschreibt die relative Stärke der Interaktion, d.h. wie „gut das Futter gefressen werden kann“. Der FQF liegt im Bereich von 0 bis 1 (entspricht 0 bis 100 %), was den Kategorien „nicht-fressbar“ bis „optimal fressbar“ entspricht. Die Abstufungen erfolgen um keine falsche Genauigkeit vorzutäuschen in 0,2-Schritten.



Die Ableitung dieser fixen Faktoren ist von zentraler Bedeutung und wird in den nächsten Kapiteln erklärt. Theoretisch ließen sie sich aus dem Verhältnis der gildenspezifischen Ingestionsrate zur maximalen Ingestionsrate herleiten, solche Daten stehen aber nur in Ausnahmefällen in der Literatur und für wenige Taxa-Kombinationen zur Verfügung.

Die Matrix ist als Tabelle ein wichtiger Bestandteil der Zooplankton-Datenbank. Neben der Fressbarkeit im engeren Sinne (Kann Algengruppe XY ingestiert werden?) gehen (indirekt) auch noch andere Aspekte der Nahrungsbiologie des Zooplanktons ein, die eine Justierung der FQF's erschweren. Dazu gehören u.a die Verwertung der Nahrung (Wie viel der aufgenommenen Nahrung wird unverdaut ausgeschieden?) oder der herbivore Nahrungsanteil bei omnivoren Arten, wie z.B. den Copepoden.

In jeder Zeile der Interaktionsmatrix wird zunächst durch Multiplikation der FQFs mit der jeweiligen Phytoplankton-Gildenbiomasse und anschließender Summierung die potentiell fressbare Phytoplankton-Biomasse P_{ed} für jede Zooplankton-Gilde separat berechnet. Daraus lassen sich jetzt nach dem Schema in Abbildung 9 die beiden Kenngrößen FQI und MBI_{ed} ableiten.

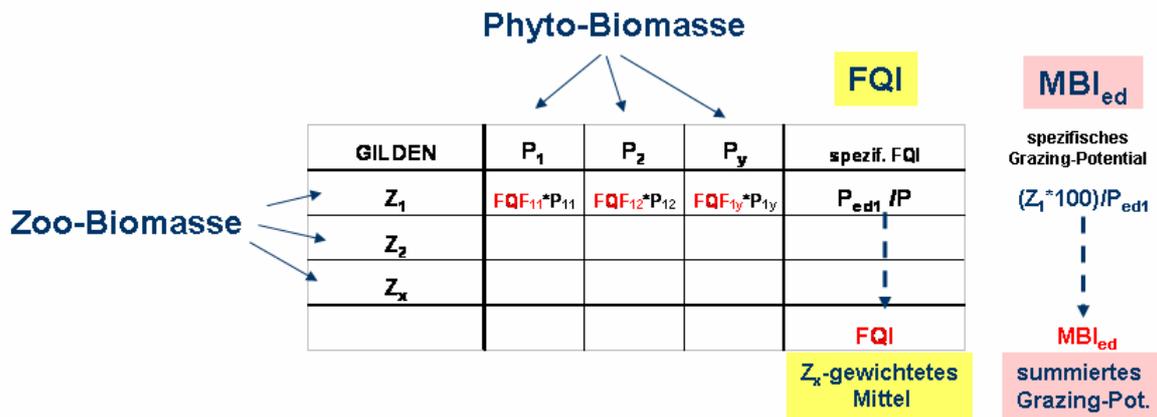


Abbildung 9: Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix mit schematischer Berechnung des FQI und des MBI_{ed} .

Der mit der Biomasse der Zooplankton-Gilden gewichtete mittlere Futterqualitätsindex ergibt sich wie folgt:

$$\overline{FQI} = \frac{\sum(ZG_i * FQI_i)}{Z} \quad (\text{gewichtetes Mittel}) \quad (4)$$

mit

$$FQI_i = \frac{P_{ed_i}}{P} = \frac{\sum(FQF_{ij} * PG_{ij})}{P} \quad (5)$$

ZG_i : Biomasse der i-ten Zooplankton-Gilde
 PG_{ij} : Biomasse der j-ten Phytoplankton-Gilde in Zeile i
 FQI_i : FQI für in Bezug auf die i-te Zooplankton-Gilde



Des Weiteren lässt sich daraus das Metric für das Grazing-Potenzial, der **MBI_{ed}** (Metazooplankton-BiofiltrationsIndex der fressbaren Algenfraktion), errechnen:

$$MBI_{ed} = \sum \left(\frac{ZG_i}{P_{ed_i}} \right) * 100 \quad (6)$$

Zum Vergleich ist auch das klassische Z/P-Verhältnis (s. Gleichung 1) sinnvoll, der **MBI_{tot}** (Metazooplankton-BiofiltrationsIndex bezogen auf P):

$$MBI_{tot} = \frac{Z}{P} * 100 \quad \text{mit der Annahme } \overline{FQI} = 1 \quad (7)$$

Wie sich aus den Gleichungen 4, 5 und 6 ergibt, sind der FQI und der MBI_{ed} nicht unabhängig voneinander, sondern repräsentieren zwei unterschiedliche Sichtweisen auf die Interaktion. Der FQI bewertet die Futterqualität aus der Sicht des Zooplanktons, der MBI_{ed} die Verluste des Phytoplanktons. Sie sind beide abhängig von der Gildenstruktur und der Zuordnung spezifischer FQF's. Für jede spezifische Zooplankton-Gilde gilt wg. Gleichung 5 der Zusammenhang:

$$MBI_{ed_i} = \frac{ZG_i}{FQI_i * P} \quad (8)$$

3.4.5.1 Einteilung des Zooplanktons in Nahrungsgilden

Die **Rotatorien** wurden anhand von Literaturangaben (z. B. Gliwicz 1969; Ejsmont-Karabin 1974; Dumont 1977; Karabin 1985; Rothhaupt 1990; Herkloß & Hiawa 1995; Oomas-Wilms 1997; Ronneberger 1998) in zwei Großgruppen untergliedert: die Nanoplanktonfresser und die „Spezialisten“. Die Nanoplanktonfresser (deutliche Mehrzahl der Rotatorien-Taxa) nehmen Partikel in der Größenordnung weniger Mikrometer auf (überwiegend bis ca. 5 µm, maximal bis 10 µm). Hierzu gehören z. B. kleine Chrysomonaden, 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 Filtrieraten 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 Filtrieraten gegen Null tendieren, liegen bei Daphnien bei ca. 20



– 30 μm und bei kleinen Cladoceren (*Bosmina*, *Chydorus*, etc.) bei ca. 10 – 20 μm (z.B. Burns 1968; Gliwicz 1977).

Relativ gut fressbar sind für Daphnien folglich Partikel < 30 μm bzw. für kleine Cladoceren Partikel < 20 μm . Optimal fressbar sind für Daphnien Partikel < 20 μm für kleine Cladoceren Partikel < 10 μm (Gliwicz 1977). Daraus folgt, dass große Algenkolonien, z.B. fädige Cyanobakterien, etc. von Cladoceren praktisch nicht aufgenommen werden, so dass der Fraßdruck 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 vertretener Phytoplankter (z. B. *Anabaena*) die Filtrieraten und damit der Fraßdruck von Daphnien gleichzeitig auch auf unizelluläre Algen abnimmt (Lampert 1982, Hawkins & Lampert 1989; Gilbert et al. 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 et al. 1985, 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 wurde 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, 2002); d. h. große Algen werden von Copepoden – zumindest den fortgeschrittenen Copepodidstadien 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 – 100 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 μm , der Abstand zwischen den Setulae ca. 5 – 13 μm (Hopp & Maier 2005). Etwas



anders zu werten, ist allerdings die Nahrungsaufnahme der ersten Stadien, der Nauplien. Nach Böttjer et al. (2009) nehmen Nauplien gerne Nanoflagellaten (Größe 2-5 μm) auf, wobei die tägliche Aufnahme an Algen-Kohlenstoff mehr als 300 % ihres eigenen Körpergehaltes an Kohlenstoff entspricht.

Nahrungsgilden Zooplankton:

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.

3.4.5.2 Einteilung des Phytoplanktons in Nahrungsgilden

Eine Vorgabe zur Einteilung des Phytoplankton 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 3 Untergruppen aufgeteilt. Bei der weiteren Einteilung bzw. Gruppierung spielte ebenfalls die Größe die wichtigste Rolle, wobei insbesondere die $30 \mu\text{m}$ Grenze (siehe oben) ein wichtiges Gruppierungsmerkmal darstellte.

Die abgeschätzten Zahlenwerte / Koeffizienten sind für die vereinfachte Matrix in Abbildung 8 aufgeführt. Insgesamt wurden die Phytoplankter gemäß ihrer geschätzten Fressbarkeit in 12 „funktionelle“ Gruppen / Kategorien, die Zooplankter ebenfalls in 11 „funktionelle“ Gruppen / Kategorien eingeteilt. In einem weiteren Test werden diese Nahrungsgilden Phytoplankton nochmals auf 7 Gilden reduziert (Abb. 8).

3.4.6 Ausblick für das Modul PhytoLoss im Rahmen der PSI-Bewertung

Abschließend werden die neuen Metrics (Futterqualitätsindex; Grazing-Index) auf die Datenbankdaten Zooplankton und Phytoplankton angewendet. Die Vertreter der Länder im Expertenarbeitskreis Seen



der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser erhalten diese Ergebnisse der Modulanwendung PhytoLoss Ende September 2010 in Form einer Excel-Tabelle in einer Rundmail zur Überprüfung der Plausibilität. Bei dieser Lieferung wird eine Zusammenfassung und Empfehlung zum Modul PhytoLoss gegeben.

In der Tabelle zur Modulanwendung PhytoLoss soll auch ein erster Entwurf für die jeweils vorgeschlagene Handlungsoption zur Verbesserung der Phytoplanktonbewertung abgeleitet aus den Zooplanktondaten vorgelegt.

Diese Bewertungsergebnisse ermöglichen dann in einem weiteren Schritt den Einfluss des Seetyps auf die Korrelation zwischen Phytoplankton – Zooplankton zu interpretieren.

Durch die Einbindung des Metrics „Zooplankton-Biomasse“ abgeleitet aus der Trockenbiomasse des Zooplanktons in Anlehnung an die TGL und einem einfachen Größenindex wird der Zusammenhang mit den anderen wichtigen Zooplankton-Metrics/Indices hergestellt.

3.4.7 Glossar zum Modul PhytoLoss

Community Grazingrate	Verlustrate durch das Grazing der Zooplankton-Gemeinschaft in Bezug auf die gesamte Phytoplankton-Biomasse („standing crop“). Angegeben in Prozent pro Tag ($\% \cdot d^{-1}$).
Futterqualitätsfaktor (FQF)	Zellenelement der Interaktionsmatrix beschreibt die generelle relative Fressbarkeit einer speziellen Phytoplankton-Gilde für eine spezifische Zooplankton-Gilde. Die Werte liegen im Bereich von 0-1 mit Abstufen von 0,2, wobei 0 „nicht-fressbar“ und 1 „optimal fressbar“ bedeutet. Die Werte basieren auf Literatur-Recherche (s. Kapitel XY) und Analogschlüssen auf Grund von Expertenwissen. Beinhalten auch indirekt andere Faktoren (Verwertbarkeit des Futter im Vergleich zur Egestion, Anteil an der Diät bei omnivoren Arten)
Futterqualitätsindex (FQI)	relatives Maß für die Futterqualität der Phytoplankton-Biomasse während eines Probenahme oder einer anderen Zeiteinheit in Bezug auf die Zooplankton-Biomasse. Basiert auf den FQF der Phyto-Zoo-Interaktionsmatrix. Mathematische Herleitung siehe Text.
MBI _{ed}	Metazooplankton-Biofiltration-Index bezogen auf den potentiell fressbaren („edible“) Anteil des Phytoplanktons, deswegen ist er stark abhängig vom FQI-Wert (in $\% \cdot d^{-1}$).
MBI _{tot}	Metazooplankton-Biofiltration-Index bezogen auf das gesamte („total“) Phytoplankton. Entspricht dem einfachen Z/P-Verhältnis oder einem FQI von 1. Dient als Vergleichsparameter.
Spezifische Ingestionsrate	Aufnahme von Nahrungsbiomasse einer speziellen (taxonomischen) Zooplankton-Gruppe pro Zeiteinheit. Angabe entweder bezogen auf μg Phytoplankton pro Zooplankton-Individuum und Zeiteinheit ($\mu g \text{ Phyto} \cdot (\text{Ind} \cdot d)^{-1}$) oder bezogen auf Biomasse ($\mu g \text{ Phyto} \cdot (\mu g \text{ Zoo} \cdot d)^{-1}$), dann lässt sie sich auch in % der individuellen Zooplankton-Körpermasse pro Tag ($\% \text{KM} \cdot d^{-1}$) ausdrücken.



3.4.8 Literatur zur Entwicklung von PhytoLoss

Benndorf J. & Henning M. (1989): *Daphnia* and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen Reservoir. Int. Revue ges. Hydrobiol. 74: 233-248.

Böttjer D., Morales C.E. & Bathmann U. (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.

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

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

DeMott (1988): Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. Limnol. Oceanogr. 33: 397-408.

DeMott W.R. & Watson M.D. (1991) Remote detection of algae by copepods: responses to algal size, odors and motility. J. Plankton Res. 13: 1203-1222.

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.

Deneke R. (2002): Welchen Beitrag kann das Metazooplankton zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen leisten? In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.) Implementierung der EU-WRRL in Deutschland. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02: 83-85. ISSN 1434-6834.

Deneke, R. (2008): Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL in Münster. Eigenverlag der DGL: 373-377.

Deneke, R. (2008): PHYTOLOSS - Zooplankton-Grazing als zusätzlicher Parameter in der ökologischen Bewertung des Phytoplanktons nach WRRL. Vortrag beim LAWA-AK Seenbewertung in Freiburg.

Dumont H.J. (1977): Biotic factors in the population dynamics of rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 8: 98-122. und Zitate hierin!!!! Viele!)

Ejsmont-Karabin J. (1974): Studies on the feeding of planktonic polyphage *Asplanchna priodonta* GOSSE (Rotatoria). Ekol. Pol. 22: 311-317.

Feibicke, M. (1994): Strukturelle und funktionelle Studien zum Phytoplankton und Zooplankton in einer hypertrophen Brackwasserförde (innere Schlei, Westliche Ostsee). Dissertationes Botanicae Bd. 225, J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 220 S.

Fryer G. (1957): The food of some freshwater cyclopoid copepods and its ecological significance. J. Anim. Ecol. 26: 263-286.

Geller W. & Müller H. (1981): The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh sizes and their implications on food selectivity. Oecologia 49: 316-321.

Gilbert J.J., & Durand M.W. (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. & Siedlar E. (1980): Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. Arch. Hydrobiol. 88: 155-177.



- Gliwicz Z.M. (1969): Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic. Ecol. Pol. 36: 664-707.
- Gliwicz Z.M. (1977): Food size election and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake. Ecol. Pol. 25: 179-225.
- Gophen M. & Geller W. (1984) Filter mesh size and food particle uptake by *Daphnia*. Oecologia 64: 408-412.
- Hart R.C. & Santer B. (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. & Lampert W. (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. & Hiawa S. (1995) Feeding biology of two brachionid rotifers: *Brachionus quadridentatus* and *Brachionus plicatilis*. Hydrobiologia 313-314: 219-221.
- Hopp U. & Maier G. (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. & Maier G. (2005b): Implications of the feeding limb morphology for herbivorous feeding in some freshwater cyclopoid copepods. Freshwat. Biol. 50: 742-747.
- Hopp U., Bleher R. & Maier G. (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., Jensen J.P., Søndergaard M, Lauridsen T., Pedersen L.J. & Jensen L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151-164.
- 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.
- Lampert W. (1981): Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. Int. Revue ges. Hydrobiol. 66: 285-298.
- 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.
- Maier G. & Stich H.B. (2008): Wie genau ist genau? Biomassenerhebung beim Zooplankton. DGL Tagung Konstanz; Abstract (erweitert): 3 Seiten.
- Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E. & Nixdorf B. (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. In U. Mischke & B. Nixdorf (Hrsg.) Gewässerreport 10 BTUC-AR 2/2008: 7-115.
- Oomas-Wilms A. (1997) Are bacteria an important food source for rotifers in eutrophic lakes? J. Plankton Res. 19: 1125-1141.
- Paffenhöfer G.-A. (1998): On the relation of structure, perception and activity in marine planktonic copepods. J. Marine Systems 15: 457-473.
- Porter K. (1973): Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. Nature 244: 179-180.
- 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.



- Salmaso N. & Padisák J. (2007): Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97-112.
- Santer B. (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.
- Sommer F., Stibor H., Sommer U. & Velimirov B. (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. & Sommer F. (2005): Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia* 147: 183-194.
- Sommer U. (2008): Trophic cascades in marine and freshwater plankton. *International Review of Hydrobiology* 93: 506-516.
- Sommer U., Sommer F. Santer B., Jamieson C., Boersma M. & Hansen T. (2001): Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. *Ecology Letters* 4: 545-550.
- Stich H.B. & Maier G. (2008): Catch as catch can – die Fangeffizienz von Netzen unterschiedlicher Geometrie und Maschenweite. DGL Tagung Konstanz; Abstract (erweitert): 5 Seiten.
- Toth L.G. & Zankai N.P. (1985): Feeding of *Cyclops vicinus* (Uljanin) (Copepoda: Cyclopoida) in Lake Balaton on the basis of gut content analysis. *Hydrobiologia* 122: 252-260.



3.5 Bericht aus der europäischen Interkalibrierung des Phytoplanktons

Es erfolgten Arbeiten für die europäische Interkalibrierung des deutschen Phyto-See-Index in den geografischen Kalibrierungsgruppen (GIGs) getrennt für die Alpenregion und für Zentraleuropa.

Diese Arbeitsaufgabe ergab sich unmittelbar aus der Fortführung des Interkalibrierungsprozesses, den Arbeitsplänen der GIGs (milestones) und der Arbeitstände der Technical Reports. Mischke, Riedmüller und Hoehn von Deutschland sind benannte Experten für diese Gremien für Phytoplankton und führen die Anfang 2006 begonnenen Arbeiten fort.

3.5.1 Arbeiten in der Alpinen GIG

Kapitel erstellt durch LBH, Hoehn und Riedmüller

Tätigkeiten

Die Alpin Lake GIG „TG Phytoplankton“ führte im Jahr 2009 zwei Meetings durch:

1. GIG-meeting im Zusammenhang mit dem Phytoplankton Cross-GIG Meetings 26.-28.04.2009 beim NIVA in Oslo (Norwegen),
2. am Institut für Seenforschung (LUBW) Langenargen (Deutschland) 02.-04.11.2009.

Wichtigste Inhalte der Meetings waren die Interkalibrierung auf Basis der Bewertung der Artenzusammensetzung, neue Verfahren (Frankreich) sowie die Anforderungen durch das New Guidance Document (Draft ECOSTAT April 2009). Darüber hinaus ist die europäische Qualitätssicherung in Probenahme und Mikroskopie ein wichtiges Thema geworden. Erste Ringversuche zur Mikroskopie haben stattgefunden.

Die Alpin Lake GIG „TG Phytoplankton“ wird im Jahr 2010 mindestens noch ein Meeting veranstalten:

- GIG-Meeting am ARPA della Lombardia, Milano (Italien) 24.-25.08.2010.
- Das für 2010 geplante Phytoplankton All-GIG Meeting konnte bisher noch nicht stattfinden.

Erreichte Ziele und Ergebnisse

Das von Frankreich entwickelte Verfahren (IPLAC) ist bisher immer noch nicht anwendbar und liegt der GIG in nachvollziehbarer Form leider noch nicht vor. Damit sind alle darauf aufbauenden Arbeitsschritte bisher verzögert. Die französischen Datensätze sind damit auch noch nicht in die Gesamt-Alpenseedatenbank aufgenommen.

Die vorgesehene Prüfung der Übereinstimmung von nationalen Methoden mit den Anforderungen der EU-WRRL sowie Prüfung der Durchführbarkeit der Interkalibrierungsmethoden hat stattgefunden.

Außer für das französische Verfahren konnte die vorgesehene Prüfung auf Übereinstimmung von nationalen Methoden mit den Anforderungen der EU-WRRL durchgeführt werden. Das deutsche Verfahren erfüllt in allen Prüfkategorien die Anforderungen. Trotz kleiner Abweichungen bei den Verfahren der Probenahme und bei der Planktonanalyse sind die grundlegenden Methoden von allen alpinen GIG-Staaten vergleichbar und betrachten alle Bewertungskriterien, die von der WRRL vorgegeben sind. Ausnahme ist ein Metric für die Erfassung von Algenblüten, das (mit Ausnahme der Verwendung des Chlorophyll-Maximums im deutschen Verfahren) von keinem anderen Alpenstaat betrachtet wird.



Die Prüfung der Durchführbarkeit der Interkalibrierungsmethoden konnte für alle Alpenstaaten mit Ausnahme von Frankreich durchgeführt werden. Alle GIG-Mitglieder arbeiten mit den beiden Interkalibrierungs-Seentypen L-AL3 (tief, geschichtet) und L-AL-4 (weniger tief, i.d.R. geschichtet). Als einzige Störgröße, die auf das Phytoplankton Einfluss hat, wird die Eutrophierung betrachtet. Von allen Staaten wird als zentrale Probenahmestelle im See zumindest die tiefste Stelle untersucht. Mindestens 4 Probenahmen im Jahr müssen von allen alpinen GIG-Staaten erreicht werden. Die Verfahren aller Staaten schreiben eine quantitative Planktonanalyse vor.

Die Interkalibration konnte auf dem Niveau einzelner Metrics durchgeführt werden.

- a) Biomasse und/oder Chlorophyll-a: Dieser Parameter konnte in allen beteiligten Alpenstaaten interkalibriert werden. Für alle Klassengrenzen können Wertebereiche angegeben werden.
- b) Artenzusammensetzung: Für diesen Parameter wurden in 3 Alpenstaaten Metrics entwickelt (Brettum Index (Österreich), PTSI (Deutschland), PTIsp/ot (Italien)). Frankreich hat hierfür ebenfalls die Entwicklung nahezu abgeschlossen. Diese Verfahren wurden auf die Datensätze von 4 Alpenstaaten (incl. Slowenien) zur Interkalibration angewendet.

Mit dem BRETTUM-Index werden Wertebereiche angegeben, der PTSI und der PTI geben feste Werte aus.

- c) Algenblüten: Mit Ausnahme des deutschen Verfahrens, welches das Chlorophyll-Jahresmaximum verwendet, werden in den anderen Alpenstaaten Massenentwicklungen nicht bewertet und können daher auch nicht interkalibriert werden.

Gesamt-Datenbank für die alpine Interkalibrierung

In der Interkalibrierungsphase 1 beinhaltet die MS-Access basierte Datenbank mehr als 700 Jahresgänge mit mindestens 4 Probenahmen im Jahr. Diese wurde von G. Wolfram zusammengestellt und den GIG-Mitgliedern, die dazu Daten beigetragen hatten, zum Zweck von Validierung und Vergleich zur Verfügung gestellt. Die Probenahme, muss das Epilimnion oder die euphotische Zone umfassen. Das taxonomische Niveau sollte mindestens bis zur Gattung, i.d.R. möglichst bis zur Art reichen. Daten von Diatomeenanalysen liegen nicht von allen Jahresgängen und nicht in allen Mitgliedstaaten vor. Für beide Interkalibrierungs-Seentypen (L-AL3 + L-AL4) reichen die Daten für Festlegung von Referenzbedingungen und Degradationsstufen aus. Das gesamte Trophiespektrum von oligotroph bis hypertroph ist abgedeckt.

Tabelle 2: Seentypen, Seen und Jahresgänge in der Datenbank des alpin GIG (min. 4 Termine/a)

Nation	Interkalibrierungs-Seentyp	Anzahl Seen	Jahresgänge
AT	L-AL3	16	216
	L-AL4	10	147
FR	L-AL3	5	46
	L-AL4	6	10
GE	L-AL3	16	150
	L-AL4	27	76
IT	L-AL3	9	42
	L-AL4	17	40
SI	L-AL3	2	15
	L-AL4	-	-

Die Datenbank beinhaltet im einzelnen die in Tabelle 3 aufgeführten Seentypen mit Anzahl der Seen und Jahresgänge aus den beteiligten Alpenstaaten:



Um den innerhalb der Alpenstaaten unterschiedlichen Bedingungen und vorkommenden Seentypen gerecht zu werden, wurden Wertebereiche festgelegt, innerhalb deren Band die Klassengrenzen mittels Experteneinstufung festgelegt werden dürfen. Damit konnten auch Seentypen behandelt werden, die gegenüber den beiden IC-Typen (L-AL3 + L-AL4) besonders spezifiziert sind:

Meromiktische Seen: Im IC Report 2008 wurden diese bisher nicht separat behandelt, sondern unter den Typen L-AL3 und L-AL4 mitgeführt. Im Rahmen der o.g. Wertebereiche müssen diese auch nicht als Sondertypen ausgewiesen werden sondern können mit spezifischen Referenzbedingungen versehen werden.

Sehr große und tiefe Seen: Bestimmte Seen mit nationaler Typologie in Österreich und Italien. Italien behandelt diese gesondert beim Metric der taxonomischen Zusammensetzung. Im Rahmen von den o.g. Wertebereichen könne diese spezifisch behandelt werden.

Seen kleiner als 50 ha: Diese werden für die EU-WRRL nicht betrachtet, dienen in manchen Alpenstaaten jedoch zur Verfahrensentwicklung. Der Erfahrungen damit werden ausgetauscht und für das weitere Vorgehen mit verwendet.

Hochalpine Seen: diese Seen sind i.d.R. < 50 ha und zu wenige um diese in die Interkalibrierung mit einzubeziehen.

Interkalibrierungsprozess

Der Vergleich der Verfahren soll nach Option 3 durchgeführt werden, d.h. ähnliche Datenerhebung, aber unterschiedliche numerische Verfahren für die Bewertung. Dazu wird kein common metric verwendet sondern es ist vorgesehen das arithmetische Mittel der EQR-Werte wie in Phase 1 heranzuziehen („pseudo-common metric“ nach G. Philipps (All-GIG-Meeting Herbst 2009)).

Referenzseen

Die zu Grunde liegende Referenzseen sind nach einheitlichen Kriterien ausgewählt worden. Es sind für jeden Interkalibrierungs-Seentyp Referenzseen in ausreichende Zahl vorhanden.

aktueller Zeitplan für die Interkalibrierungsphase 2 im Alpen GIG

Es ergibt sich folgender neuer Zeitplan im Interkalibrierungsprozess nach Option 3 (s.o.):

Sommer 2010	Schließung der Gesamtdatenbank und Plausibilisierung der Daten und Entwicklung der pseudo-common Metrics
Oktober-Dezember 2010	Entwicklung der Referenzbedingungen und Klassengrenzen
März 2011	Vergleich und Harmonisierung der Klassengrenzen

Vorgesehene verbliebene Meilensteine (M2 - M5)

M2 (März - Dezember 2010)

Prüfung auf Übereinstimmung and Umsetzbarkeit der Verfahren mit den Grundsätzen der EU-WRRL. Aufbau der Datenbank, Entwicklung der pseudo-common Metrics. Ansätze in der Entwicklung der Klassengrenzen (z.Zt. noch in Bearbeitung).

- GIG Datenbank wird geschlossen (Sommer 2010)
- Alle nationalen Methoden sollen fertig gestellt sein (Sommer 2010)
- Datenbank fertig zusammengestellt and pseudo-common Metrics sind entwickelt,



- Erste vorläufige Ergebnisse nach Option 3 (Juni 2010)
- Alpine GIG Meeting (Milano, August 2010)
- Cross-GIG meeting (unklar ?)
- Berechnung von möglichen Abweichungen zwischen den Ergebnissen aus nationalen Verfahren und Verbesserung der Vergleichbarkeit (Herbst 2010)
- Beschreibung der Referenzbedingungen und Festlegung der Klassengrenzen, Anpassung der Klassengrenzen unter Vergleich mit Option 3 (Dezember 2010)

M3 (Dezember 2010 – Anfang 2011)

- Validierung und Festlegung der Klassengrenzen
- Fortentwicklung in der Harmonisierung der Klassengrenzen

M4 (Februar/März 2011)

- Abschluss der Harmonisierung der Klassengrenzen
- Vorschlag für ein Gesamtergebnis der Interkalibrierung

M5 (Mai 2011) – Abschlussberichte - Endergebnis der Interkalibrierung

3.5.2 Arbeiten in der Central Baltic GIG

Tagungen und Aktivitäten

Die CB Lake GIG „Phytoplankton“ führte im Jahr 2009 ein Meeting im Zusammenhang des Phytoplankton Cross-GIG Meetings 26.-28.04.2009 beim NIVA in Oslo (Norwegen) durch.

Ein zweites CB GIG Meeting fand in Rotterdam am 25. – 26. März 2010 statt.

3.5.2.1 Oslo 2009

Über die Sitzung in Oslo wurde bereits im Zwischenbericht vom 18. Januar 2010 folgendes berichtet:

In Oslo wurde ein Einführungsvortrag gehalten: „Plans & activities for harmonisation of sampling and counting methods for phytoplankton“ (U. Mischke, IGB). Dabei wurde der Stand der Normierung für die Beprobung und Quantifizierung von Phytoplankton sowie dazu geplante Projekte vorgestellt.

a) Es wurde von Deutschland ein CEN-Entwurf zur Probenahme im Jahr 2008 eingereicht. Dieser CEN-Entwurf zur Beprobung soll nach einer Ausschreibung von CEN in einem Projekt-Mandat 424 eingehend wissenschaftlich und international erprobt werden. Aus formalen Gründen erfolgte eine erneute dritte Ausschreibung erst im Sommer 2010, so dass das Projekt noch nicht begonnen wurde.

b) In der Mediterranean GIG wurde eine vergleichende Studie zur Beprobung von Chlorophyll a der euphotischen Zone gegenüber dem Epilimnion durchgeführt, da in der Med GIG für die Beprobung von Talsperren ausschließlich die euphotische Zone vorgesehen ist.

c) Eine Revision des DIN Standard (DIN EN 15204 (2006)) für die Zählung nach Utermöhl kann frühestens 2011 erfolgen (Auskunft E. Hoehn; CEN-Vertreter für DE Phytoplankton).



d) Der durch Deutschland eingebrachte CEN Entwurf zur Bestimmung des Algenbiovolumens soll ebenfalls im Rahmen des CEN-Mandat Projektes 424 durch das Umweltbundesamt (Dr. P. Schilling) bis zur Normung gebracht werden.

e) Von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) in Kooperation mit der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT e.V.) wurde auch im Jahr 2009 ein Ringtest zur Zählung und taxonomischen Bestimmung von Phytoplankton durchgeführt (EQAD).

Frau Dr. Mischke wurde als Co-Leiterin für die Biokomponente Phytoplankton gemeinsam mit Geoff Phillips im CB GIG benannt. In dieser Funktion nahm sie an der „Biological Group Leader meeting“ im November 2009 teil. Es erfolgte der Rücktritt von dieser Leitungsaufgabe nach dem CB GIG meeting im März 2010 wegen Arbeitsüberlastung.

3.5.2.2 Ispra, Joint Research Center (JRC) 5.-6.11.2009 „Biological Group Leader meeting“

Wichtigster Inhalt dieses Meetings war die Vorstellung der neu für die zweite IC-Runde (2009-2012) überarbeiteten Fassung der Vorschrift zur Durchführung der europäischen Interkalibrierung „Intercalibration guidance“). Diese Fassung wurde, allerdings ohne ihre Anhänge, auf dem ECOSTAT Treffen Ende Oktober 2009 beschlossen. Diese Vorschrift ist sehr ausführlich und schreibt vor, wie die Kenngrößen entwickelt und interkalibriert werden sollen.

Die IC guidance wurde beim LAWA-Seen-Experten-Treffen im Mai 2009 in Magdeburg als Vorentwurf besprochen, sowie beim nationalen Expertentreffen Interkalibrierung beim Umweltbundesamt in Berlin am 23. und 24. November 2009 diskutiert.

Außerdem wurde die Zusammenarbeit der GIG's mit dem EU-Projekt WISER besprochen, sowie die gemeinsame Nutzung der Datenzusammenstellung der GIGs und des EU-WISER-Projektes für die N GIG, CB GIG und MED GIG beschlossen.

Drittens wurden die Arbeiten zur Revision der in der ersten IC gemeldeten Referenzseen vorgestellt. Als Vorarbeit wurde eine Umfrage zur Aktualisierung an die Mitgliedstaaten versendet, deren Rücklauf bis zur Sitzung in Ispra noch sehr unvollständig waren. Weiterhin entstand eine wichtige Diskussion über die Eignung des Parameters „Landnutzung im Einzugsbiet von Seen“ für die Ausweisung von Referenzseen in Analogie zu den Fließgewässerverfahren. Es kam zu keinem Beschluss, aber es wurde darauf hingewiesen, dass insbesondere Seen mit einer Ringkanalisation von den Landnutzungs- und Einwohneranzahlkriterien ausgenommen werden können, sofern ihre seeinternen Trophieparameter Werte im Bereich der Referenzseen aufweisen.

Viertens wurde ein vom JRC und dem EU-WISER-Projekt gemeinsam ausgearbeiteter Fragebogen zu den nationalen biologischen Bewertungsverfahren für die EU-WRRL vorgestellt (s. Questionnaire on biological assessment methods used in national WFD monitoring programs). Die Ergebnisse dieser Methodenübersicht ist mittlerweile veröffentlicht unter: <http://www.wiser.eu/results/methods-db/> (Birk et al. 2010).

Dier Fragebogen wurde zwischenzeitlich durch die Projektbearbeiter LAWA O9.09 ausgefüllt, den Obleuten des LAWA-Seen-Expertenkreises zur Stellungnahme versandt, und dann an das Umweltbundesamt, an Herrn Hoffmann weitergeleitet, der dies für alle deutschen Verfahren der Biokomponenten und Gewässertypen an Sebastian Birk, dem Bearbeiter des Fragebogens, weitergeleitet hat. Beim nationalen Expertentreffen Interkalibrierung im Umweltbundesamt in Berlin am 23. und 24. November 2009 wurde dieser Fragebogen sehr kritisch diskutiert, da die meisten deutschen Verfahren bereits in der Anwendung sind, und sich zudem eine erhebliche inhaltliche



Überscheidungen mit der SWO1-Anfrage zur den biologischen Methoden durch das JRC an das Umweltbundesamt ergeben.

In der CB GIG sind die erreichten Ergebnisse im Rahmen der ersten IC-Runde gering. Die Interkalibration wurde auf dem Niveau einzelner Metrics, und nur für die Chlorophyll a-Konzentration durchgeführt werden (s. EU 2008, decision tables). Dies lag unter anderem daran, dass von den 11 im CB-GIG vertretenden Staaten (BE, DE, DK, EE, FR, IRL, LT, LV, NL, PL, UK) nur 5 Nationen ihre Verfahren eingebracht hatten.

3.5.2.3 CB GIG Meeting Rotterdam am 25. – 26. März 2010

Bei dieser Sitzung stand das Thema Berichterstattung im Vordergrund. Diese sollte in Form des vom JRC vorbereiteten Fragebogens „WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 2 report (for ECOSTAT meeting 8-9 April 2010)“ erfolgen.

Von den 11 in der CB-GIG vertretenden Staaten haben nun alle Nationen ihre Verfahren eingebracht (s. Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht über die in der CB GIG für die Bewertung mittels Phytoplankton verwendeten Kenngrößen und Beprobungshäufigkeit. Parameter oder Methoden, die wahrscheinlich nicht interkalibriert werden können, sind rot hervorgehoben. Status 1: Methodenentwicklung abgeschlossen. Status 2: Nationale Methode befindet sich noch in der Entwicklung.

MS	Status	Metric biomass				Composition metric							Bloom metric?	Bloom Frequency?	
		Chl_a mean	Chl_a MAX	% of pigments	total bio-mass	biovolume or abundance?	frequency in vegetation season	% cyanobacteria	Algal class metric	indicator taxa system	compound quotient (PCQ)	% Bacillariophyta + Chrysophyta			Pielou evenness (J')
BE_F	1	X				biovol	6-8x	X							
BE_W	2	X		X		biovol	8x								
DE	1	X	X		X	biovol	6-9x	X (and	X	PTSI					X
DK	1	X				biovol	7x								
EE	1	X				biovol	4x			PCD	X		X		
FR	2	X				biovol	4x			in develop					
LT	1	X				biovol	2-9x	X				X			
LV	1	X				biovol	4x ?			PCD	X		X		
IE	1	X				cell count	1-2x			Score of 9					
NL	1	X				cell count	6-7x			multimetric					MSC
PL	1	X			X	biovol	3x	X (and	:						
UK	2	X				biovol	3x; 12x f	(X) will	.						

Es mussten viele Details der Arbeiten in der GIG zusammengestellt werden, und diese Aufgabe musste weitgehend durch die Leitung der Gruppe, Ute Mischke erfolgen. Neben der Erstellung einer Übersicht aller in der CB GIG verwendeten, nationalen Methoden und Kenngrößen sollte auch eine Einschätzung gemacht werden, ob die Einzelkenngrößen überhaupt gemäß ihrer Wirkungsweise und Definition miteinander interkalibriert werden können. So ist der Diversitätsindex Evenness, der in der litauischen Methode verwendet wird, nicht mit anderen Kenngrößen vergleichbar und kann bisher nicht interkalibriert werden.

3.5.3 Anwendung des PSI und PTSI auf Zentral-europäische Interkalibrierungsseen

Um den Prozess der europäischen Interkalibrierung zu unterstützen, wurden Bewertungen mit dem deutschen Verfahren von Seen anderer CB GIG Länder durchgeführt und die Ergebnisse entlang der Belastungsgröße Gesamtphosphorkonzentration dargestellt.



In der bis Ende Januar 2010 stark erweiterten CB GIG Datenbank für Phytoplankton wurden Daten von über 500 Seen und 800 Seenjahren aus 11 Ländern in einer PhytoSee 4.0 Datenbank zusammengetragen. Gesamtphosphorkonzentrationen standen für 510 Seenjahre zur Verfügung, 314 davon von geschichteten Seen überwiegend des Typs 10.1 (96%; Typüberprüfungen sind bisher wegen fehlender Angaben zum VQ nicht immer möglich), 196 Seenjahre für Flachseen des deutschen Typs 11.2. Die Daten konnten nicht vollständig auf Plausibilität geprüft werden. Bei etwa 30% aller Jahresdatensätze lagen weniger als 4 Chlorophyll a-Werte pro Jahr vor, sodass die Biomasse-Bewertung in diesen Fällen nur auf dem Gesamtbiovolumen beruhte.

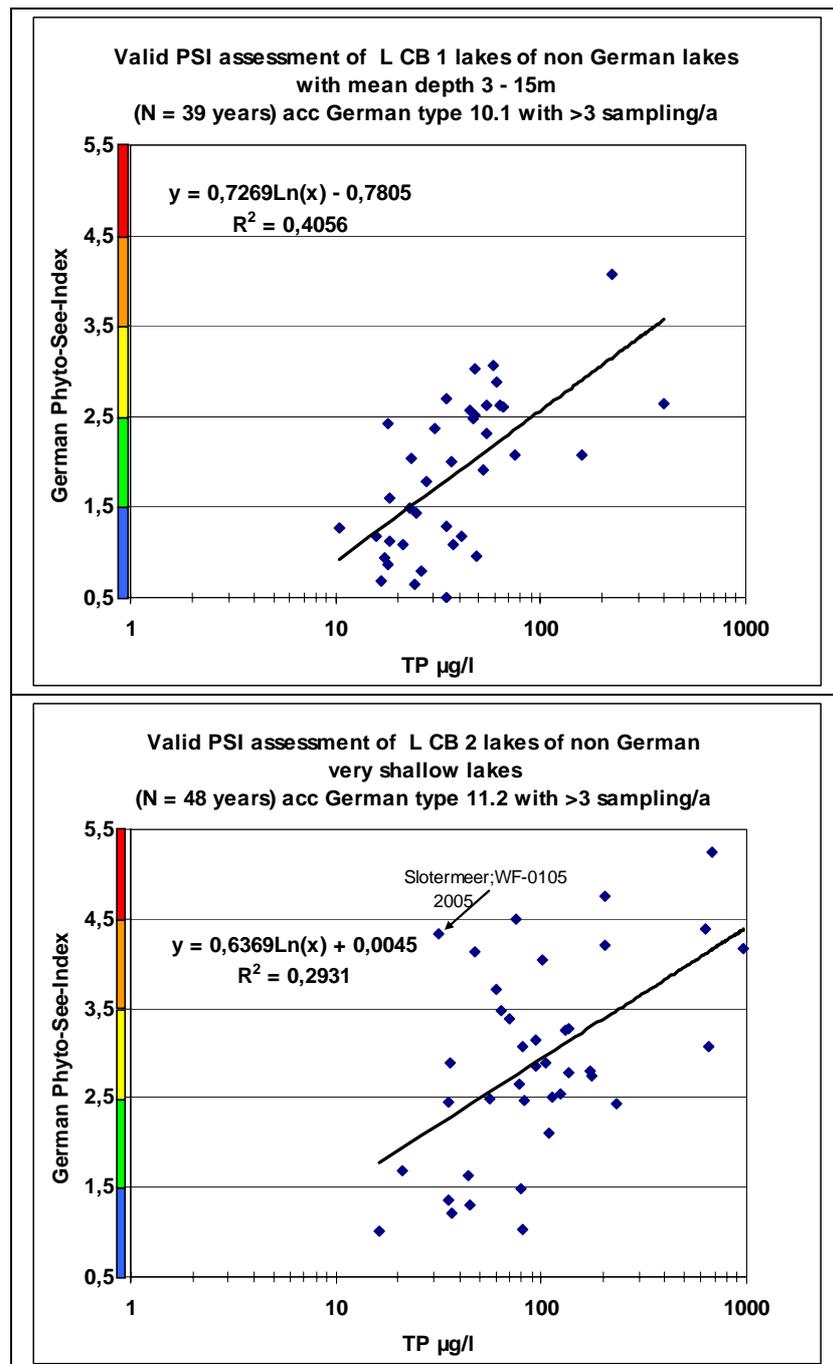


Abbildung 10: PTSI Bewertung von zentral - europäischer Seen OHNE den deutschen Datensatz mit dem deutschen PSI Verfahren und PhytoSee 4.0 in Korrelation zur Gesamtphosphorkonzentration (TP). Nur valide PTSI –Bewertungen. Oben: Seen mit einer Tiefe 3 – 15m. Unten: Flachseen <3m Tiefe.



Die von Deutschland gelieferten Daten präsentierten 27% aller mittels PTSI bewertbaren Seenjahre. Nur etwa 45% aller CB-GIG- Seen wurden mehr als 3 mal beprobt, darunter zumeist die deutschen, dänischen und niederländischen Seen.

Eine valide PSI – Bewertung mit einer nachfolgenden Korrelation zu TP war nur für einen kleinen Teil aller nicht deutschen CB-GIG Seen möglich. Voraussetzung ist, dass mehr als drei Termine pro Jahr beprobt wurden, eine PTSI-Bewertung durch eine ausreichende taxonomische Auflösung möglich war (mehr als 4 Indikatorarten im Mittel) und dass gleichzeitig die TP-Werte vorhanden waren. Wendet man diese Kriterien auf die nicht deutschen Datensätze aus Zentraleuropa an, verblieben im Ergebnis nur 39 Jahre für Seen des IC-Typs L CB1 mit valider PSI-Bewertung nach Seetyp 10.1 und 48 Jahre für Seen des IC Typs LCB 2 bewertet nach Seetyp 11.2 (s. Abb. 10).

Die PSI Bewertung korreliert zu Gesamtposphor für die nicht-deutschen Seen des IC Types L CB1 nur schwach ($r^2 = 0,406$) und bei den 48 Flachseen (ohne deutsche Seen) gering ($r^2 = 0.293$). Mit dem Metrik PTSI wurden alle fünf Belastungsklassen abgedeckt und es bestand eine Korrelation zur TP-Konzentration ($r^2 = 0,3103$; nicht dargestellt). Die Plausibilisierung der Eingangsdaten von anderen europäischen Staaten ist noch nicht abgeschlossen. So enthielten zum Beispiel mehrere niederländische Flachseen unerwartet viel Chlorophyll a und Phytoplanktonbiovolumen im Verhältnis zu ihrer sehr geringen TP-Konzentration ($<60\mu\text{g/l}$; s. Abb. 10 unten; Beispiel Slotermeer). Bei TP-Konzentrationen unter $60\mu\text{g/l}$ sind nach den Ableitungen aus dem Phyto-See-Index Phytoplanktonausprägungen wie im guten ökologischen Zustand zu erwarten. Als weitere Besonderheit sei erwähnt, dass die L-CB 1 Seen des United Kindom und aus Irland im Sommer thermisch nicht geschichtet sind (pers. Mittl. G. Phillips) und die Seen in Estland und Litauen überwiegend stark durch Makrophyten dominiert sind, was beides Ursachen für Biomassewerte des Phytoplankton weit unter dem Erwartungswert sein könnte, der sich aus den zum Teil hohen TP-Belastungen ergibt..

3.5.3.1 CB GIG Kooperation mit dem EU-Projekt WISER

Im EU-Projekt WISER (2009-2012) soll ein Vorschlag für die Beprobung und Auswertung von Phytoplankton auf Basis von Literatur entstehen. Im Rahmen einer europäischen Beprobungskampagne im Sommer 2009 wurden dazu zusätzliche Tests zur Bestimmung der Messunsicherheit (Mehrfach- Beprobung eines Messpunktes, sowie -probenstellen, -auswertung durch verschiedene biologische Bearbeiter) bei integraler Beprobung der euphotischen Zone in 27 Seen durchgeführt, die noch gemeinsam statistisch ausgewertet werden müssen. An dieser Messkampagne hat auch das IGB (Mischke) teilgenommen, sowie das LBH als zweiter Bearbeiter der gewonnenen Proben.

Zur Abstimmung der Zählstrategie fand ein “Counting workshop WISER“ im September 2009 für Zentraleuropa am IGB (Mischke) statt, sowie analoge Workshops in Skandinavien und in Spanien. Für den im EU-WISER Projekt getesteten Beprobungsentwurf wurde sich weitgehend an den von Deutschland im Jahr 2008 eingereichten CEN-Entwurf zur Probenahme von geschichteten Klarwasserseen angelehnt und die Beprobung der euphotischen Zone vorgeschlagen.

Im CB- GIG wurde bis Dezember 2010 ein neuer, großer Testdatensatzes zum Phytoplankton aus 10 europäischen Ländern neu entwickelt und in einer Datenbank (CB GIG Phytoplankton II) zusammengestellt. Dafür war Frau Dr. Mischke gemeinsam mit Geoff Phillips (UK) und insbesondere für die Zusammenführung der biologischen Befunde verantwortlich. Die Datenanfrage erfolgte gemeinsam mit dem EU-Projekt WISER, worin auch die Nutzungsrechte der Daten vereinbart wurden. Im EU-WISER- Projekt wurde unter erheblicher Beteiligung von Ute Mischke die erste gesamt-



europäische Taxaliste des Phytoplanktons mit über 1800 Taxa erarbeitet, die zur einheitlichen Kodierung aller Befunde in den Datenbanken der Alp GIG, CB GIG und der WISER-Lakes zum Phytoplankton genutzt werden. 450 Taxa aus der harmonisierten Taxaliste (HTL), die als operative Taxaliste in Deutschland dient, konnten nicht 1:1 übermittelt werden. 338 mussten auf den Gattungs- oder Ordnungslevel in der WISER-Liste übertragen werden, der Rest betraf Größenklassen, Taxongruppen und Synonyme der HTL. Es wurde sichergestellt, dass alle Indikatortaxa des deutschen PTSI (Tieflandseen) auch in der europäischen Liste gleichwertig vorhanden waren.

Die Erstellung einer solchen Datenbank war, anders als in der Alpen GIG, bisher nicht möglich, da die Bestimmungstiefe des Phytoplanktons, die Beprobungshäufigkeit und –entnahme in der CB GIG bisher sehr unterschiedlich war, sodass keine ausreichende Harmonisierung von Datensätzen, die vor 2006 erhoben wurden, erfolgen konnte.

Die Entwicklung von „common metrics“

Deutschland hat mit dem PTSI und den Algenklassenmetrics ein weit entwickeltes Verfahren zur Bewertung der taxonomischen Zusammensetzung, das in der CB GIG für einige Länder adaptiert werden könnte und bereits an einigen nicht deutschen Seen erprobt worden ist (Noges et al. 2010; Pasztaleniec & Poniewozik 2010).

Im EU-WISER Projekt (2009-2012) entsteht ein weiterer vom deutschen Verfahren unabhängiger Index, der auf europäischer Ebene Phytoplanktongattungen entlang des Gesamtphosphorgradienten auswertet, um einen sogenannten „common metric“ zu entwickeln. Mit diesem „common metric“ könnten die nationalen Indices nach dem Guidance document 14 (Schmedtje et al. Dez. 2009) interkalibriert werden, sofern dies noch nicht erfolgt ist (Bemerkung: in der Alpen GIG ist die Interkalibrierung der Kenngröße „taxonomische Zusammensetzung“ in der ersten IC-Runde erfolgt; in der CB GIG nicht). Für die Entwicklung dieses europäischen Phyto-Taxa-Index sind die Projektbearbeiter (LAWA O9.09) nicht direkt beauftragt, können aber die Zwischenergebnisse durch die Mitarbeit im EU-WISER Projekt einsehen. Zusätzlich wird ein Metric auf Basis der Veränderung der Zellgrößen (size-spectra metric) und auf Basis von morpho-funktionellen Gruppen des Phytoplankton (morpho-functional groups) als Beitrag zur Kenngröße „taxonomische Zusammensetzung“ in WISER getestet.

Für die Bewertung von Algenblüten soll ebenfalls ein common metric im Rahmen des EU-WISER Projektes entstehen (Mischke u.a. in prep. deliverable 3.1-4). Bisher ist diese von den EU-WRRL geforderte Kenngröße und in der normativen Beschreibung des Zustandes notwendige Kenngröße noch in keinem nationalen Bewertungsverfahren integriert. Eine Erfassung der Häufigkeit von Algenblüten durch Erhöhung der geforderten Messhäufigkeit ist in keinem nationalen Verfahren oder GIG geplant. Die Erfassung von Algenblüten ist aber andererseits auf Basis der dafür zu selten gemessenen, vorhandenen Daten nicht möglich. Als Algenblüten-Parameter werden ein Diversitätsindex (Evenness) und das Biovolumen von Cyanobakterien in Anlehnung an die Grenzwerte der WHO getestet. Das Ergebnis aus dem WISER-Projekt soll Ende September 2010 vorliegen und kann gegebenenfalls von den nationalen Verfahren adaptiert werden kann.

Die Kombination der Metrics (Biomasse (Chlorophyll a); taxonomische Zusammensetzung (global PTI & morph-functional metric); Algenblütenkenngröße (evenness & cyanobacteria biovolume) zu einem BQE -common-metric für das Phytoplankton ist in WISER geplant, um die Interkalibrierungsarbeit besonders in der N GIG, Med GIG, E GIG und CB GIG zu unterstützen.



3.5.4 Überprüfung der bisher für die IC aus Deutschland gemeldeten Referenzseen

Die ECOSTAT – Gruppe veranlasste auf europäischer Ebene eine Revision der in der ersten IC – Runde gemeldeten Referenzseen. Dies war nötig, da sich bei Überprüfung der Einzugsgebiete dieser Seen ein großer Teil als belastete Seen herausstellte. Als Vorarbeit dazu wurde von Sandra Poikane, die Leiterin der IC für alle biologischen Gruppen für die Bewertung von Seen am JRC in Ispra eine Umfrage am 17.07.2009 zum Punkt „Reference work in Central - Baltic Lake GIG - data request“ per e-mail versendet.

Durch das vorliegende Projekt LAWA O9.09 wurde diese Anfrage und die dazugehörige Vorlage bearbeitet. Erstens wurden die Bundesländer Brandenburg und Schleswig-Holstein angefragt, ob sie die bisher gemeldeten Referenzseen für die CB GIG aufrechterhalten wollen. Zweitens wurden die Bundesländer zur Meldung neuer Referenzseen aufgefordert, die in der zweiten Interkalibrierungsrunde genutzt werden können.

Bei diesen Arbeiten wurden auch die Referenzseen der Alpen GIG der 1. IC-Runde geprüft und aktualisiert (Germany_Reference_lakes_v3_Alpine_Region_1st_IC_round.xls versendet am 30. November 2009; sandra.poikane@jrc.ec.europa.eu). Alle Referenzseen der Alpen GIG werden nach Überprüfung aufrecht erhalten (Königssee, Lustsee, Obersee, Tegernsee, Walchensee, Weitsee, Wörthsee; Wolfram et al. 2009). Die Festlegung für die Biokomponente Phytoplankton erfolgte teils nach dem Immissionsansatz u.a wegen der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen, die ein Fernhalten der kommunalen Abwässer ermöglichen.

Um Seen im Referenzzustand nach einheitlichen europäischen Vorgaben zu identifizieren, wurde während der ersten IC Runde Kriterien zur Landnutzung, Fischbesatz und/oder Trophie vereinbart. Da diese Kriterien in den GIGs unterschiedlich waren (s. Technical Reports der GIGs), untersucht das JRC diese Kriterien. Für die IC wurden spezielle Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet der Seen bei solchen deutschen Bundesländern angefragt, die Phytoplankton - Daten für die IC liefern. Da diese Anfrage von den Landesämtern zum Teil nicht direkt beantwortet werden konnte (Ausnahme Schleswig-Holstein), wurde die Landnutzung im Einzugsgebiet der ausgewählten Seen über die zur Verfügung gestellten GIS- Karten ermittelt. Diese Arbeiten folgten in enger Kooperation mit Herrn David Ritterbusch (Institut für Binnenfischerei, Potsdam), der ein Bewertungssystem von Seen mittels Fische erarbeitet.

Die GIS-Arbeiten zur Bestimmung der Landnutzung ausgewählter Seen erfolgten durch Herrn Dieter Opitz vom IGB. Im ersten Schritt erfolgte eine digitale, geo-referenzierte Verschneidung der gelieferten GIS-Karten aus Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg mit der europäischen Karte, der „Corine landuse cover map (CLC)“. Im zweiten Schritt wurden, da keine Seeinzugsgebietsgrenzen geliefert wurden, die Einzugsgebiete durch manuelle Auswahl ausgewählt, indem die oberliegend angeschlossenen Flussgebietsteileinzugsgebiete dem jeweiligen See zugeordnet wurden. Dies geschah anhand ihrer Fließgewässer-LAWA- Nummer zur Gewässerverschlüsselung, die durch den Nummerierungsmodus Auskunft über die Fließrichtung auch kleinster Fließgewässer-einzugsgebiete gibt. Im vierten Schritt wurden die Anteile der natürlichen und anthropogenen Landnutzung mittels der CCL bestimmt und durch ArcView als Prozentanteil quantifiziert. Dazu gibt es in der CCL vorgegebene Kategorien und Nummerierungen, die durch die Vorgaben in der Anfragetabelle vom JRC in die Landnutzungsgruppen „Artificial land use“, „Intensive agriculture“, „Low intensity agricultural areas“ und „Natural and semi-natural areas“ zusammengefasst werden sollten. Abschließend wurden die Anteile der Landnutzung von den Teileinzugsgebieten aufsummiert und dem Seenamen der Datenbank Phytoplankton zugeordnet (s. Tabelle 4).

Die Landnutzungsgruppen in der Anfragetabelle vom JRC zur Referenzseeüberprüfung fassen folgende CCL-Kategorien für alle Seetypen Europas zusammen: **Artificial land use:** a) the sum of all



the categories of CLC class 1. (Urban areas continuous and discontinuous, industrial and commercial zones, communication infrastructures and networks, mines, etc..). or b) state threshold adhered to e.g. $0.4 < x < 0.8 \%$; or $x < 0.4\%$

Intensive agriculture: a) the sum of the CLC categories corresponding to a high potential impact from agricultural activities: arable land (including irrigated land), permanent crops (with associated annual crops), vineyards, orchards, olive groves, complex cultivation patterns, - CLC codes : 2.1, 2.2, 2.4.1, 2.4.2. or b) state threshold adhered to e.g. $20 < x < 50 \%$; or $x < 20\%$

Low intensity agricultural areas: a) the sum of the CLC categories corresponding to a lower potential impact from agricultural activities: pastures, land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation, agro-forestry areas - CLC codes : 2.3.1, 2.4.3, 2.4.4. or b) provide an estimate of % landuse in the catchment based on a measure other than CORINE.

Natural and semi-natural areas: a) Forest and natural areas, wetlands, water bodies - codes CLC codes : 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2, 3.3, 4 and 5. or b) provide an estimate of % landuse in the catchment based on a measure other than CORINE.

Tabelle 4: Deutsche Referenzseen und ihre Landnutzung in ihrem Einzugsgebiet gemeldet am 23.10.20009 an das Joint Reseach Center (Ispra, Poikane) für das CB GIG in der ersten und zweiten Runde des europäischen Interkalibrierungsprozesses

IC round	REFER	GIG	GIG type	Country	Lake	Artificial land use	Intensive agriculture	Low intensity agricultural areas	Natural and semi-natural areas
1st	1?	CB	CB1	DE	Wittwese Westbecken;Nord	0,0	1,0	4,7	94,4
1st	no more	CB	CB1	DE	Schöhsee 1	10,5	22,7	9,3	57,5
1st	no more	CB	notLCB1_long_retention_time	DE	Suhrer See 1	19,6	19,1	11,7	49,6
2nd	1	CB	CB1	DE	Kastavensee, Gr	3,0	5,5	3,7	87,8
2nd	1	CB	CB1	DE	Nehmitzsee, oberer	1,3	0,3	0,0	98,3
2nd	1	CB	CB1	DE	Paschensee	0,0	0,0	0,0	100,0
2nd	1	CB	CB1	DE	Platkowsee	0,0	8,4	0,1	91,6
2nd	1	CB	CB1	DE	Roofensee	1,5	1,8	0,0	96,6
2nd	1	CB	CB1	DE	Zensee	1,4	4,2	0,0	94,4
2nd	1?	CB	CB1	DE	Tiefer See / Grubensee	0,0	0,2	0,0	99,8
2nd	1?	CB	CB1	DE	Wittwese, tiefste Stelle	0,0	1,0	4,7	94,4
2nd	1?	CB	CB1	DE	Wittwese, Westb;Nord	0,0	1,0	4,7	94,4
2nd	1?	CB	CB1	DE	Großer Wummsee	0,0	0,0	0,0	100,0
2nd	2?	CB	CB2	DE	Tietzensee, Gr.	0,0	0,0	0,0	100,0
2nd	2?	CB	CB2	DE	Großer Specker See	0,0	0,7	7,1	92,1

Der Schöhsee und der Suhrer See wurden für die zweite Interkalibrierungsrunde (IC) nicht mehr bestätigt, da sie eine zu hohe Landnutzung im Seeinzugsgebiet haben (s. Tab. 4). Weiterhin kann der



Wittwese in der zweiten IC-Runde nur noch bedingt als Referenzsee für den IC Typ L-CB 1 gelten, da die Seetypkriterien dieses Typs um Kriterien für die Dauer der mittleren Wasseraufenthaltszeit erweitert wurden (1-10 Jahre). Der Wittwese und der Wummsee haben eine errechnete Wasseraufenthaltszeit über 10 Jahre und liegen damit außerhalb dieser Grenzen.

3.6 Anpassungen des PSI für künstliche und erheblich veränderte Gewässer sowie Mittelgebirgsseen

Ein erster Vorschlag zur Bewertung dieser Seengruppen wurde in Hoehn et al. (2009) vorgelegt und in das Bewertungsprogramm PhytoSee-Version 4.0 einprogrammiert.

Für Ende 2010 ist nach Veränderung des Projektzeitraumes der Abschluss des „Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ zu erwarten (Hoehn et al. 2009/2010 in prep.). Aus diesem Praxistest sind umfangreiche Rückmeldungen der Anwender zu erwarten, da Deutschland zum einen sehr viele Gewässer dieser Typen besitzt und zudem anderen einige Bundesländer wie Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Thüringen dafür langjährige eigene Bewertungstraditionen haben. Die Anregungen der Anwender müssen überprüft werden und erfordern gegebenenfalls Anpassungen des Phyto-See-Index für diese Gewässergruppen.

Die konkreten Arbeitsaufgaben können erst nach Vorlage des Abschlussberichtes des Praxistest HMWB Phytoplankton angegangen werden. Aus diesen Seen wurden für die HTL viele neue Phytoplanktonarten gemeldet und in die harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons (HTL), mit Version vom Mai 2009 aufgenommen (Mischke & Kusber 2009). Es wurde im Endbericht LAWA O2.08 vorgeschlagen, dass diese HTL-Version vorläufig nicht mehr erweitert wird, auch wenn Neumeldungen von Arten erfolgen.



3.7 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen – Strategien und vorbereitende Analysen (LBH)

In den folgenden Kapiteln werden die Vorarbeiten, die Datenbankerstellung und Auswertungen der zur Überarbeitung der Klassifizierungsmodelle für die Gewässerarten natürliche Seen (LAWA 1999), Talsperren (LAWA 2001) und Baggerseen (LAWA 2003) dargestellt.

Die Zitate der LAWA-Richtlinien (s. oben 1999, 2001, 2003) werden im untern folgenden Text der Lesbarkeit wegen nicht immer mitgeführt. Zuweilen werden die Gewässerarten insbesondere in Tabellen und Abbildungen wie folgt abgekürzt: natürliche Seen = natS, Talsperren= TS, Baggerseen = BS. Die bisherigen Seengruppen unterscheiden zwischen geschichteten (gesch) und polymiktischen (poly) Seen und Seen kleiner 5 ha – den "Kleinseen". „H & O“-Werte = Hintergrund- und Orientierungs-Werte.

3.7.1 Fragestellung und mögliche Strategien der Überarbeitung

Im LAWA-Projekt O 9.08 (Mischke et al. 2009a) standen die LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifizierung und –bewertung von Seen (1999, 2001, 2003) auf dem Prüfstand der Anwendbarkeit auf die über die letzten Jahre stark angewachsene, trophisch orientierte Datenbank deutscher Seen. Eine weitere Kernfrage lautete: Muss der LAWA-Index seetypspezifisch analog zu den biologischen EU-WRRL-Verfahren die Trophie klassifizieren?

Für die Gruppe der natürlichen Seen wurde - hier verkürzt dargestellt (ausführliche Darstellung in Mischke et al. 2009a) - folgendes Fazit gezogen:

Obwohl der Sichttiefenindex auch für den aktuellen Seendatensatz relativ stimmig klassifiziert, ist im oligotrophen Bereich eine bessere Kalibration möglich, da mit der derzeitigen Anpassung systematisch etwas zu hohe Indexwerte berechnet werden. Für beide Gesamtphosphor-Kenngrößen sollte die Indexberechnung sowohl für geschichtete als auch für polymiktische Seen überarbeitet werden. Die Indexkalibrierung beim TP-Sommer-Wert zeigt z.B. einen systematischen Fehler (vgl. Mischke et al. 2009a): Im oligotrophen Bereich werden zu hohe und im eutrophen werden zu niedrige Indexwerte ermittelt. Beim TP-Zirkulations-Index werden insbesondere im eutrophen Bereich zu geringe Indexwerte berechnet.

In Analogie zum WRRL-Bewertungsverfahren mit Phytoplankton sollte ggf. nach bisherigem Stand der Diskussion mit den LAWA-Vertretern (Seen-Experten) die überarbeitete LAWA-Trophie-Klassifikation auch den Saisonmittelwert (März/April bis Oktober/November) und nicht wie bisher den Sommermittelwert von Mai bis September (bei Flachgewässern) bzw. die Stagnationsphase bei geschichteten Seen berücksichtigen. Ackermann (LTV Sachsen, pers. Mitt.) betonte, dass der bisher ermittelte Sommermittelwert meist die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons ausschließt. Diese sollte aber als typische und nicht zu vernachlässigende Wachstumsphase im Jahresverlauf berücksichtigt sein.

Wie bisher soll die Gesamtphosphorkonzentration während der Frühjahrs- (oder ggf. Herbst-) zirkulation als Startsituation erfasst und klassifiziert werden. Während der Arbeiten mit dieser Kenngröße soll geklärt werden, ob sie Eingang in die Unterstützung der ökologischen Zustandsbewertung mit physikalisch-chemischen Hintergrund- und Orientierungswerten finden kann. Die Eignung des TP-Zirkulationswertes ist sicherlich vom Seetyp abhängig und wird bei geschichteten



Seen mit hoher Wahrscheinlichkeit eine bessere Kenngröße darstellen als bei polymiktischen. Eine erste Prüfung im Datensatz (Anzahl der Datenpaare $n=1.081$, AWB, HMWB und natürliche Seen) zeigte, dass der Frühjahrswert höchst signifikant vom Sommermittel oder Vegetationsmittel abweicht. Im Mittel aller Trophielagen liegt der Zirkulationswert um etwa $13 \mu\text{g/L}$ unterhalb des Sommermittels.

Das Monitoring der Bundesländer umfasst nach bisherigem Diskussionsstand bezüglich WRRL-Untersuchungen die gesamte Vegetationsperiode, so dass hier der Wechsel auf den Saisonmittelwert keine Erweiterungen der Untersuchungsprogramme mit sich brächte. Aus pragmatischen Gründen sollten jedoch wie bisher 4 Messkampagnen zur Ermittlung der LAWA-Trophie ausreichen, um den Aufwand für die "Nicht-WRRL-Seen" nicht zu steigern.

Bei der Überarbeitung soll deutlich werden, dass hier eine Klassifizierung zunächst ausschließlich der Planktonprimärproduktion des Pelagials erzielt wird. Die Primärproduktion im Uferbereich durch Makrophyten und Phytobenthos (M & P) sowie die "Ufertrophie" wird hiermit nicht beschrieben und diese kann aufgrund weiterer Steuerfaktoren und räumlich-zeitlicher Bedingungen von der Freiwassertrophie manchmal sogar deutlich abweichen.

Unter Fortführung der bisherigen Ansätze der Klassifikation des trophischen Istzustandes (LAWA-Richtlinien 1999, 2001, 2003) kann keine Trophieeinstufung der Uferzone erfolgen. Eine diesbezügliche Trophieklassifizierung müsste u.a. Sedimentbelastung, lokale Einleitungen und andere Belastungen mit berücksichtigen und kann unter bestimmten Umständen von der Freiwassertrophie komplett abgekoppelt sein. In der Praxis fällt die M&P-Bewertung oft schlechter aus als die Bewertung mit Phytoplankton, woraus sich Schwierigkeiten bei der Plausibilisierung der Bewertung und der darauf aufbauenden Maßnahmenplanung ergeben.

Weiterhin bleibt als wichtiger Diskussionspunkt die Verlässlichkeit der Kenngröße Chlorophyll a bestehen. A. Gründel (LAWA-Vertreter Hessen) wies auf einen Ringversuch der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft in Sachsen hin, dessen Ergebnisse zeigen, dass die Chlorophyll-Analytik aufgrund des Fehlens eines differenzierteren deutschen Standards und der in Folge verwendeten diversen Methoden eigentlich keine befriedigende Genauigkeit aufweist. In Anbetracht der Wichtigkeit dieser Kenngröße in den WRRL-Bewertungsverfahren (Seen und Flüsse) und den daraus entstehenden weitreichenden Konsequenzen für Maßnahmen sei einer Überarbeitung der bestehenden Vorschrift (DIN 38412-L16) hohe Priorität einzuräumen.

Des Weiteren regte Gründel an, in Hinsicht auf die Notwendigkeit der Bewertung und Trophieklassifizierung der Badegewässer, die Richtlinien natürliche Seen, Baggerseen und Talsperren zukünftig auf ein Schriftwerk zu konzentrieren (Vergleichbarkeit, gemeinsame Methoden und Ansätze), und die Überarbeitung und Anpassung für die verschiedenen Gewässerarten relativ zeitnah gemeinsam zu bewerkstelligen. Möglicherweise könnte sich aus den gemeinsamen Analysen ergeben, dass sich z.B. Baggerseen und natürliche Seen nicht grundsätzlich anders verhalten und mit den gleichen Funktionen und Tabellen klassifiziert werden können (einige Klassifikationen sind sich derzeit schon sehr ähnlich!), und dass möglicherweise die Ökoregion oder der Seesubtyp viel eher eine Unterscheidung bräuchten.

Für die H&O-Werte für Gesamtphosphor (Riedmüller et al. 2010) wurde bereits diskutiert, ob die Kenngröße das Sommermittel - wie in den LAWA-Richtlinien - oder das Saisonmittel - wie im Phytoplankton-Bewertungsverfahren - verwendet werden soll. Man entschied sich für die dem Bewertungsverfahren analoge Mittelwertbildung, das Saisonmittel. Darüber hinaus wurden bei Chlorophyll- und Gesamtphosphor-Grenzwerten z.T. starke Diskrepanzen zwischen den LAWA-Richtlinien und dem Bewertungsverfahren gefunden, welche nicht auf die unterschiedliche



Mittelwertbildung zurück gehen können. Im LAWA-Expertenkreis wurde dazu der Wunsch geäußert, eine weitgehende Stimmigkeit der Grenzen herzustellen.

Die offenen Fragen zur RL-Überarbeitung wurden in der LAWA-Sitzung in Mainz im Januar 2010 diskutiert. Als Entscheidungsgrundlage lag die Matrix in Tabelle 5 vor.

Tabelle 5: Ausgangslage hinsichtlich verwendeter Kenngrößen im PSI-Bewertungsverfahren (Mischke et al. 2009a, Hoehn et al. 2009), in den bisherigen LAWA-Richtlinien zur Klassifizierung der Isttrophie in Seen, für die Hintergrund- und Orientierungswerte (H&O-Werte) (Riedmüller et al. 2010) und bei der europäischen Interkalibration sowie Ableitung für die zukünftige LAWA-RL.

Kenngrößen/Verfahren	PhytoSee PSI	LAWA-RL (1999, 2001, 2003)	Hintergrund- und Orientierungswerte Gesamtphosphor	Interkalibration AlpGIG	Zukünftige LAWA-RL Ergebnis LAWA-Sitzung in Mainz Jan /2010
TP-Zirkulationswert	nein	ja	Eignung prüfen (Fr. Wanner)	evtl. zukünftig	ja
Sommermittelwerte (etwa Mai bis September) TP, Chl a, SD und exkl. Klarwasserstadium bei den Parametern SD und Chl-a	nein	ja	Nein	divers	nein
TP-Saisonmittelwert	nein, kein biotischer Parameter	nein	Ja	oft verwendet als Kalibrationskenngröße	ja
Saisonmittelwerte Chl-a und BV (März/April bis Oktober/November) und inkl. Klarwasserstadium	ja	nein	Ja	divers	ja
Maximalwerte des Chl a (zukünftig auch BV?)	ja BV geplant	nein	Nein	nein	unklar
Jahresmittelwerte BV, Chl a, TP	nein	nein	nein	ja	nein
Beprobte Wasserschicht:					
Epilimnion	für Chemie ja	ja	analog zu PSI	divers	analog zu PSI
Euphotische Zone	für PP und Chl a empfohlen	nein	analog zu PSI	divers	analog zu PSI
Anzahl der Probenahmen	mind. 6	mind. 4, inkl. einem Zirkulationswert	mind. 6	in AT z. B. mind. 4	mind. 4, inkl. einem Zirkulationswert, mind. 6 empfohlen

Betrachtet man im Falle der Mittelgebirgsseen (Seetyp 5 - 9) und tiefen Alpenseen (Seetyp 4) den Harmonisierungsbedarf von Chl a-Grenzwerten (s. Tabelle 6, linke Seite) zwischen den Trophieklassengrenzen der bisherigen LAWA-RL (1999) und den vier Zustandsklassengrenzen des PSI-Verfahrens, welche mit den LAWA-Indexgrenzen kalibriert sind, so ergibt sich eine relativ gute Übereinstimmung für die Seetypen 4 und 8 + 9. Bei der Typgruppe 5 + 7 ergeben sich Abweichungen (s. rote Pfeile) bei der mäßig/unbefriedigend und unbefriedigend/schlecht-Grenze. Beim Seetyp 6.1



sind die Abweichungen bei der sehr gut/gut- und bei der gut/mäßig-Grenze relativ hoch. Da sich bei der Lage der Chlorophyll-Grenzwerte durch zukünftige Überarbeitungen keine Änderungen ergeben (festgeschriebene Trophieklassen, s. Beschreibung und Diskussion in Kap. 3.7.3), ist für die Mittelgebirgstypen 5 + 7 und 6.1 auf jeden Fall eine Anpassung im derzeit laufenden Praxistest des Verfahrens notwendig.

Tabelle 6: Prüfung des Harmonisierungsbedarfs zwischen Chl a-Grenzwerten des PSI-Verfahrens (jeweils seetypbezogen 4 Grenzwerte für die Übergänge sehr gut/gut, gut/mäßig etc.), welche mit den LAWA-Trophieklassen korrespondieren und beschrieben sind, und den bisherigen Klassengrenzen in LAWA (1999) sowie zwischen den bisherigen TP-LAWA-Klassengrenzen mit den korrespondierenden seetypspezifischen Klassengrenzen (Grenzbereiche) der TP-H&O-Werte. Fallbeispiel Mittelgebirgsseen und tiefe Alpengseen.

LAWA-Index	Chl a-Trophie-klassen-grenzwerte nach LAWA (1999) (Sommermittel)	Fallbeispiel Alpen und Mittelgebirgs-Seetypen				Bisherige TP-Trophie-klassen-Grenzwerte nach LAWA (1999) (Sommermittel)	(alle Werte in µg/L)			
		4	8+9	5+7	6.1		4	8+9	5+7	6.1
		Klassengrenzen Chl a-Saisonmittel (Hoehn et al. 2009)					H&O-Werte: Grenzbereiche Klassengrenze TP-Saisonmittel (Riedmüller et al. 2010)			
1,25		2,0				6	6-8			
1,50	3,0		2,9			8		8-10		
1,75		3,7		3,2		12	9-12		9-12	
2,00	5,4		5,2			19		14-18		
2,25		6,9		7,7		30			18-25	
2,50	9,7		9,3		5,2	45				25-35
2,75		12,8		18,8		69				
3,00	17		16,5		12,1	107				45-65
3,25				45,7		164				
3,50	31				28,2	250				
3,75						385				
4,00	56				65,9	>500				
4,25						>500				

Anmerkung zu Chl a-Werten: Die Verwendung von Dezimalzahlen – eine Kommastelle - bei der Chl a-Konzentration dient lediglich der Wiedererkennung von Werten und soll nicht die Genauigkeit der Analyse darstellen.

Die Ableitung der seetypspezifischen TP-H&O-Werte (s. Tabelle 6, rechte Seite) erfolgte am Datensatz für natürliche Seen mit Stand Anfang 2010. Bereits im mesotrophen Indexbereich ab 2,0 zeigt sich, dass die TP-Grenzbereiche der Zustandsklassen, welche mit LAWA-Index und Trophieklassen beschrieben werden (s. z. B. Tabelle 3 in Riedmüller et al. 2010) bereits von den korrespondierenden TP-Grenzen nach unten abweichen. Dies entspricht dem bereits gefundenen Abweichen der LAWA-TP-Grenzen von den Befunden bzw. Parameterverhältnisse im großen deutschen Seendatensatz (s. Mischke et al. 2009a, Kap. 4.5). Es ist zu erwarten, dass mit der Neuanpassung des TP-Saisonmittel-Index in der LAWA-Überarbeitung hier eine Harmonisierung erreicht wird.

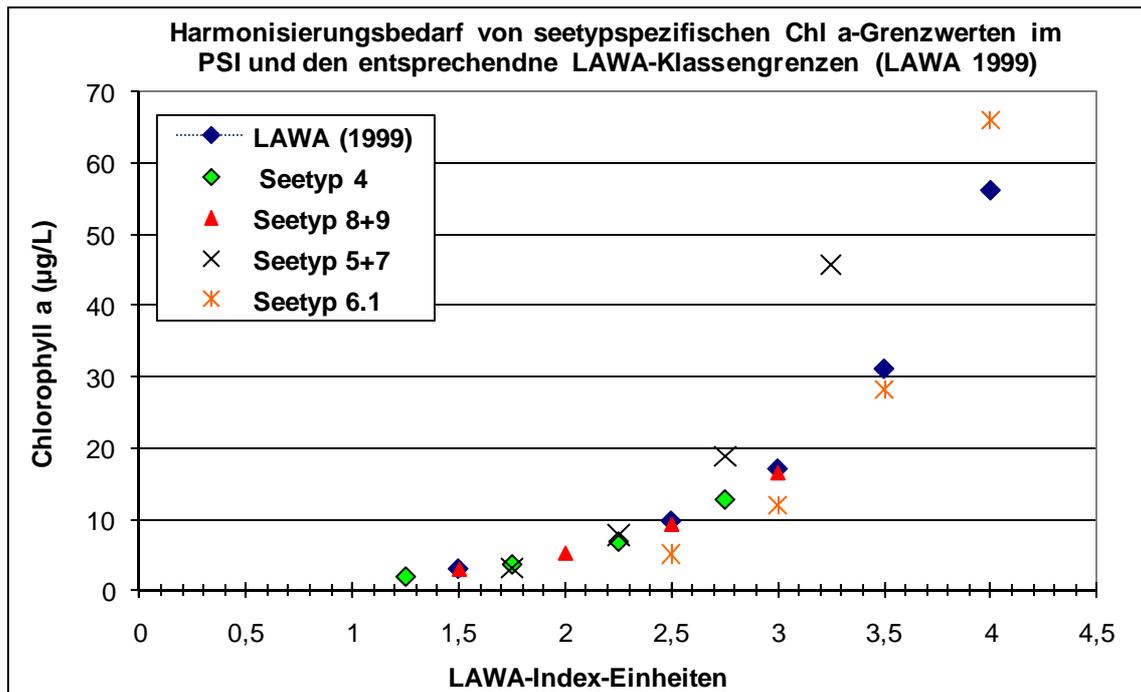


Abbildung 11: Chlorophyll a-Grenzen der typspezifischen Zustandsklassen, welche mit LAWA-Trophieklassen und LAWA-Indexwerten beschrieben sind (s. Mischke et al. 2009, Hoehn et al. 2009) und die den Trophieklassen entsprechenden Grenzwerte in der LAWA-Trophieklassifizierung.

3.7.2 Weitere Vorgehensweise und Folgen für den Arbeitsplan

Als Fazit für die weitere Vorgehensweise kann die Diskussion (Beschlüsse LAWA-Sitzung in Mainz Jan. 2010) wie folgt zusammen gefasst werden:

- Alle Kenngrößen des LAWA-Index sollen von Sommermittel auf Saisonmittel umgestellt werden, d.h. der zukünftige LAWA-Index, die H&O-Werte und das PSI-Bewertungsverfahren fußen auf denselben Messzeiträumen und Kenngrößen.
- Es wird empfohlen, Gesamtphosphor aus dem Epilimnion und Chlorophyll a aus der euphotischen Zone zu analysieren (analog zur PSI-Probenahme nach Nixdorf et al. 2008, Ausnahmen und genaueres Vorgehen s. dort).
- Messungen im Klarwasserstadium von Seen gehen in die Mittelwertbildung mit ein und werden nicht wie bisher für den Chl a- und Sichttiefen-Index meist "von Hand" aussortiert.
- Die Erfassung und Klassifizierung des TP-Zirkulationswertes soll beibehalten werden.
- Eine unterschiedliche Trophieklassifizierung von Gewässerarten (Baggerseen, Talsperren und natürlichen Seen), Seetypen und Seen unterschiedlicher Größe soll nur erfolgen, falls signifikante Abweichungen in der Biomasse- oder der Kenngrößenausprägung deutlich werden.
- Es soll eine weitgehende Harmonisierung/Plausibilisierung mit den Klassengrenzwerten des PSI und der H&O-Werte stattfinden (s. Fazit in Kap. 3.10).
- Eine Neuauflage der quantitativen Beschreibung des Referenzzustandes in LAWA (1999) mit morphometrischen Kenngrößen des Seebeckens (Diskussion s. Kap. 3.7.3) sowie ggf. eine



differenziertere Kalibration des Ansatzes auf Basis der TP-Einzugsgebietseinträge ist nicht erwünscht. Dies hat zu Folge, dass eine Überarbeitung des "Bewertungs"ansatzes für natürliche Seen nicht durchgeführt wird.

- Des Weiteren soll der LAWA-Index wie bisher auf Seen aller Größen anwendbar sein.

Folgen der Beschlüsse für den Arbeitsplan im laufenden LAWA-Projekt:

- Da der LAWA-Index für das Bewertungsverfahren eine zentrale Kalibrationsgröße darstellt, ist es für die Feinkalibration und Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens PhytoSee wichtig, die Überarbeitung der LAWA-Klassifizierungen so bald wie möglich zur Verfügung zu haben. Die Grenzen der Zustandsklassen sowie die Trophiewerte der Taxa müssen auf den dann neuen Index angepasst werden oder deren Stimmigkeit bestätigt werden. Die Überarbeitung des Index besitzt deshalb im vorliegenden Projekt Priorität vor den Aufgaben der Anpassung im Bewertungsverfahren.
- Notwendigkeit der Erstellung eines Gesamtdatensatzes mit allen Gewässerarten und Seegrößen, insbesondere die Erweiterung auf Seen kleiner 50 ha. Für alle Seen müssen für die typologische Einstufung ausführliche Stammdaten zur Verfügung stehen (u.a. Typologie, Seegröße, mittlere Tiefe, VQ, Verweilzeit). Des Weiteren sind Daten zu recherchieren, die u.a. Hinweise auf Seealter, Makrophytendominanz oder Stickstofflimitierung (s. Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikation in Kap. 3.7.6) geben.
- Durch die Umstellung auf Saisonmittel müssen für alle Jahrgänge die einzelnen Probandaten vorliegen. Die TP-Zirkulationswerte sind für die Neudaten (für rund 1.000 Jahrgänge) zu selektieren.
- Harmonisierung zwischen Phytoplankton-Bewertungsverfahren, der neuen LAWA-Trophieklassifikation und den Hintergrund- und Orientierungswerten hinsichtlich Kenngrößen und Grenzwerten.

3.7.3 Methoden der Trophieklassifizierung nach LAWA (1999) und Tests zur weiteren Vorgehensweise

Der methodische Ansatz ist in allen drei LAWA-Richtlinien vom Grundsatz her gleich und wie folgt zu skizzieren:

Als Basis gilt eine Trophieklassifikation des Chlorophyll a-Sommermittelwertes, welche vermutlich vorwiegend (genaue Angaben zur Herleitung der Chl a-Grenzen werden in LAWA 1999, 2001 und 2003 nicht genannt) von den Ausarbeitungen von OECD (Vollenweider & Kerekes 1982) und TGL 27885/01 (1982) abgeleitet wurden. Die Unterschiede zu dem von Vollenweider erarbeiteten Klassifikationssystem werden folgendermaßen benannt: 1. LAWA verwendet den Sommermittelwert (Messungen im Klarwasserstadium werden ausgeschlossen) statt des Jahresmittelwertes, 2. LAWA erweitert und verschiebt das fünfstufige (ultra-oligo-, oligo-, meso-, eu-, hypertroph) von Vollenweider auf ein siebenstufiges System (s. Tabelle 7).

Insbesondere die höhere Differenzierung im eutrophen-hypertrophen Bereich war für die trophische Unterscheidung der vielen eutrophierten Seen in Deutschland ein wichtiges Anliegen.

**Tabelle 7: Trophieklassen, deren Indexbereiche, Bezeichnungen und Chl a-Klassengrenzen nach LAWA (u.a. 1999).**

LAWA-Index	Trophieklasse	obere Klassengrenze Chlorophyll a-Sommermittel (µg/L)
1,5	oligotroph	3,0
2,5	mesotroph	9,7
3,0	eutroph 1	17
3,5	eutroph 2	31
4,0	polytroph 1	56
4,5	polytroph 2	100
> 4,5	hypertroph	> 100

Die Indexberechnung des Chl a-Index liegt also für alle Seegruppen – Gewässerarten und Mixistypen - fest und erfolgt über die Formel:

$$\text{Chl a-Index} = 0,56 + 0,856 * \text{LN} (\text{Chl a-Wert in } \mu\text{g/L})$$

Innerhalb der Seendatensätze (z.B. natSgesch, natSpoly, natSKleinseen) wurden jeweils Regressionsanalysen zwischen Chl a und den Trophieparametern Sichttiefe (ST), TP-Zirkulationswert (TPZ, Frühjahr) und TP-Sommermittel (TPS) durchgeführt. Anhand der Regressionsgleichungen und der Chl a-Klassifizierung wurden die Indexberechnungsformeln für jede Einzelindexgröße erstellt.

Die Bestimmtheitsmaße R^2 der Regressionsgleichungen dienten als Anhaltspunkt für die Gewichtung der Einzelkenngrößen in der gewichteten Mittelwertbildung des Gesamt-LAWA-Index, wobei Chl a immer die Gewichtungszahl 10 bekam und die anderen die R^2 Ziffer mal 10 und gerundet. Siehe Formel:

LAWA-Index natS = (Chl a-Index * 10 + ST-Index * 7 + TPZ-Index * 5 + TPS-Index * 5) / 27
(z. B. R^2 bei ST/Chl a-Regression 0,65, R^2 bei TPZ/Chl a-Regression 0,51, R^2 bei TPS/Chl a-Regression 0,54).

Das beschriebene Vorgehen soll im Wesentlichen für die Überarbeitung beibehalten werden. Es wird lediglich geprüft, ob der Wechsel von Sommermittel- auf Saisonmittelwert eine Änderung der Chl a-Klassengrenzen (vgl. Tabelle 7) notwendig macht. Für die fakultative Erweiterung der Trophieklassifikation um den Parameter Gesamtbiovolumen (BV) ist analog zu LAWA (1999) vorgesehen, die Kalibration am Chl a und dessen Klassengrenzen durchzuführen. Ob dieser BV-Index als Zusatzinformation – also als eigenständiger Index – gelten oder als Teil des LAWA-Index mit einberechnet werden soll, muss im LAWA-Expertenkreis nach Fertigstellung und Prüfung der Verlässlichkeit noch diskutiert werden.

Ein grafischer Vergleich zwischen den Mittelwerten der Chlorophyll-Konzentrationen zeigt, dass das Saisonmittel etwas niedriger liegt als das Sommermittel (Abbildung 12). Ebenso wurde bei einer früheren Prüfung an einem kleineren Datensatz gemäß Statistiktest (T-Test) festgestellt (s. Kap. 3.7.4), dass der Sommermittelwert im bestehenden Datensatz (n = 1.095) signifikant höher ist als das Saisonmittel.

Im Mittel des hier vorliegenden Datensatzes sind die Werte der Saison 2% geringer als im Sommer (im Median ebenfalls 2%). Die Abbildung 13 zeigt die Verteilung der Abweichungen in % nach anzahl der Probenahmen im Jahr separiert. Je höher die Probenahmehäufigkeit desto kleiner ist die



Anzahl der Ausreißer relativ zur Stichprobengröße. Bei 4 Probenahmen/Jahr sind einige Saisonmittelwerte höher als die Sommermittelwerte. Die häufigste Frequenz liegt im Datensatz bei 4-6 Probenahmen im Jahr. Dort sind die Abweichungen vom Sommermittel im Schwerpunkt zwischen 0 und -20%.

Anhand der Verteilung der Abweichungen, dem Mittelwert von 2% sowie einer gleichzeitigen Betrachtung von Analyseungenauigkeiten bei der Chl a-Messung ist eine Verschiebung der Chl a-Grenzwerte aus Tabelle 7 aufgrund des Kenngrößenwechsels auf das Saisonmittel nicht dringend notwendig. Aus diesem Grund werden die Chl a-Klassengrenzen vorerst beibehalten vorbehaltlich eines Einwands des LAWA- Expertenkreis Seen.

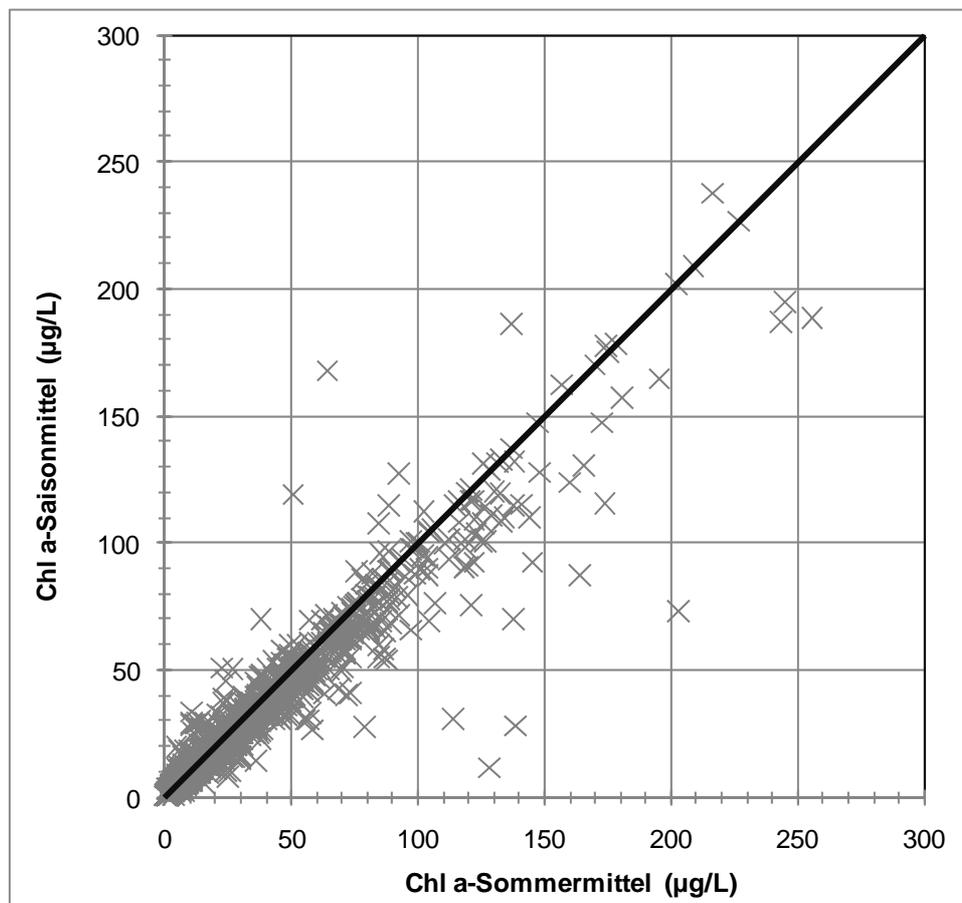


Abbildung 12: Vergleich der Kenngrößen Chl a-Sommermittel und Saisonmittel (n=1.885 Seen aller Ökoregionen, Gewässerarten, Mixistypen und Größen).

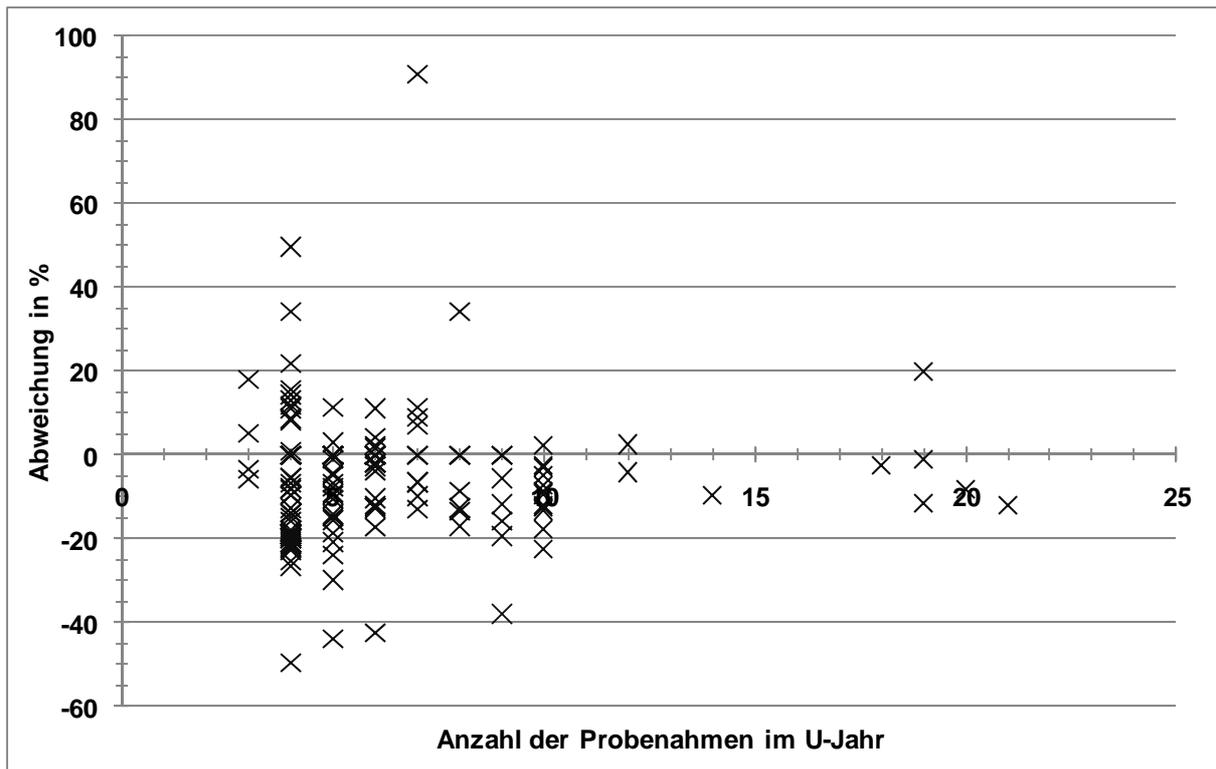


Abbildung 13: Abweichung des Saisonmittelwertes vom Sommermittel in % in Abhängigkeit von der Probenahmehäufigkeit (n=1.867).

3.7.4 Betrachtung der bestehenden Klassifizierungen für Kleinseen

Mit der überarbeiteten LAWA-Trophieklassifizierung soll auch wieder die Einstufung von Kleinseen möglich sein. Hierzu bestehen zwei zentrale Fragen:

- Benötigen Kleinseen eine eigene Klassifikation, d.h. sind die Verhältnisse dort grundsätzlich anders als in größeren Seen?
- Und wenn ja, ab welcher Größe sind die Unterschiede deutlich, d.h. soll weiterhin die 5 ha-Grenze gelten oder sind auch schon Seen z.B. bis 10 ha als "Kleinseen" zu betrachten?

Zum besseren Verständnis, welche Unterschiede bisher in der Klassifikation von großen und kleinen Seen bestanden, wurden die in LAWA (1999 und 2003) ermittelten Regressionsbeziehungen zwischen Chlorophyll und Gesamtphosphor genauer betrachtet (s. Abbildung 14). In der Talsperren-Richtlinie (2001) wurden die kleinen Sperren gemeinsam mit den polymiktischen Talsperren betrachtet und eine eigene Klassifikation besteht dort nicht.

Die Stichprobengröße der Kleinseen als Datenbasis der LAWA-Richtlinien ist bei den natürlichen Seen mit 88 als ausreichend gut und bei den Baggerseen mit 152 als sehr gut anzusehen. Bei den Baggerseen stammte ein Großteil der Daten aus Baden-Württemberg. Bei den natürlichen Seen wurde die Datenherkunft nicht genauer beschrieben, es kann jedoch vermutet werden, dass ein Großteil der Daten von Kleinseen aus der norddeutschen Tiefebene stammt.

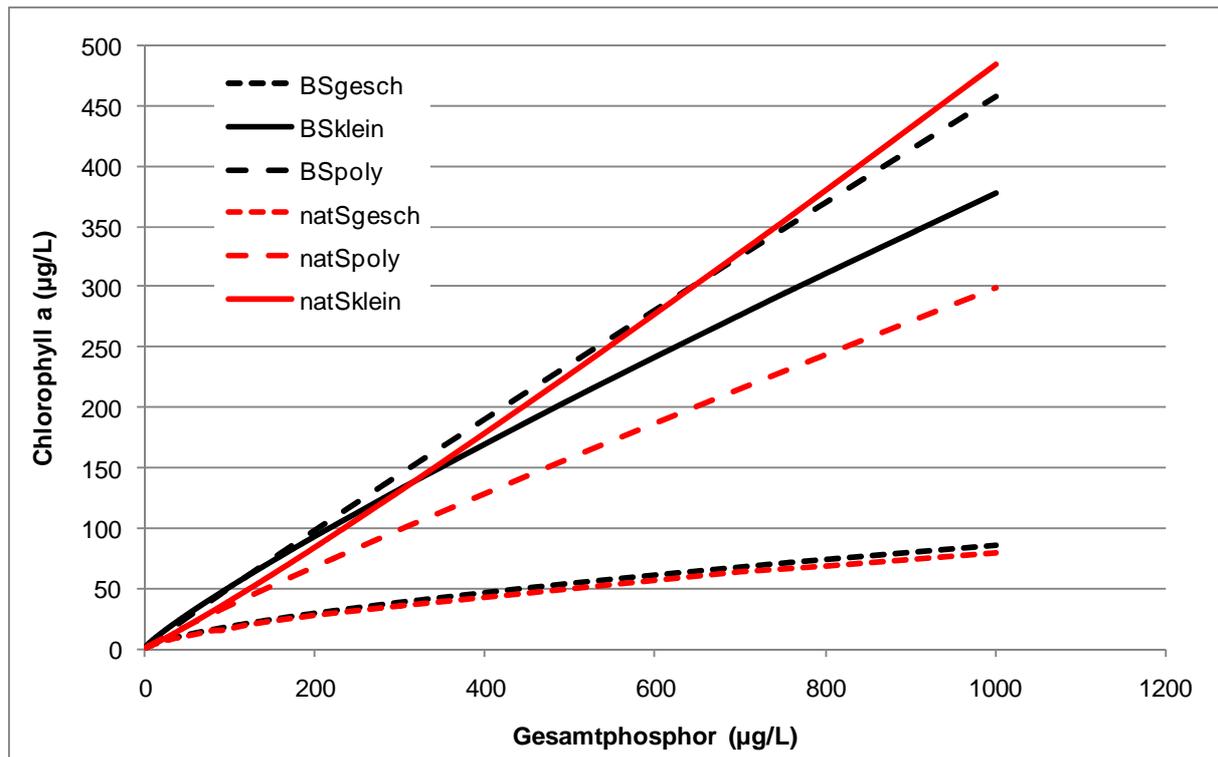


Abbildung 14: In der Richtlinie zur Bewertung von natürlichen Seen (LAWA 1999) und Baggerseen (LAWA 2003) ermittelte Beziehung zwischen Chlorophyll a und Gesamtphosphor in den Seegruppen natSGesch = geschichtet (n=105), natSklein = Kleinseen (n=88) und natSpoly = polymiktisch (n=65) sowie BSGesch = geschichtete BS (n=101), BSklein = Kleinseen (n=152) und BSpoly = polymiktische BS (n=46).

Hinsichtlich Biomasseausprägung (Chla a) bei gegebenem TP-Gehalt (Abbildung 14) sind folgende Aspekte auffällig:

- In beiden Gewässerarten weisen die polymiktischen "großen" Seen höhere Chlorophyllwerte bei gleichem TP-Gehalt auf als die "großen" geschichteten Seen. Dies entspricht ganz der Erwartung, wenn man davon ausgeht, dass durch Makrophyten dominierte Seen aus dem Datensatz ausgeschlossen wurden. In den polymiktischen natürlichen Seen lagen die Chlorophyll-Werte jedoch rund 50% höher als in den Baggerseen. Die diesbezüglichen Ursachen sind zunächst nicht abzuleiten.
- Die Kurven für die geschichteten Baggerseen und natürlichen Seen sind sich dagegen sehr ähnlich. Eine gemeinsame Klassifikation ist hier wahrscheinlich möglich.
- Bei den natürlichen Seen wurde in den kleinen Seen sehr viel mehr Phytoplanktonbiomasse gebildet als in den polymiktischen größeren. Kleine Baggerseen lagen dagegen in ihrer Biomasseausprägung zwischen den geschichteten und polymiktischen größeren Baggerseen.
- Deutliche Unterschiede bestehen in beiden Gewässerarten zwischen Kleinseen und geschichteten Seen.

Vergleicht man die Indexformeln für die Sichttiefe (s. Abbildung 15) mit denjenigen der polymiktischen Seen verschiedener Gewässerarten, so fällt Folgendes auf:

Während die Kurvenanpassungen der größeren Seen der verschiedenen Gewässerarten sehr einheitlich sind, d.h. bei gleicher Trophie (Chl a-Gehalt) ungefähr dieselben Sichttiefen gefunden wurden,



weichen die Kurven der Kleinseen deutlich ab. In natürlichen Kleinseen sind z.B. in oligotrophen Seen – Index 1,5 – die Sichttiefen um einen Meter kürzer, in kleinen Baggerseen jedoch rund 3 m höher.

Prüft man den Datensatz der kleinen Baggerseen anhand der Punkte in Abbildungen in LAWA (2003) so fällt auf, dass die größte vorkommende Sichttiefe im Sommermittel 6,5 m bei rund 5 µg/L Chl a beträgt, d.h. die Sichttiefenfunktion ist für den noch oligotropheren Bereich nicht gültig kalibriert. Hieraus erklären sich auch die unplausiblen Sichttiefenwerte in der Tabelle 2c in der Baggersee-RL (LAWA 2003). Im oligotrophen Status eines Kleinsees sollen nach der genannten Tabelle Sichttiefen von 9 bis 29 m vorkommen. Die Kleinseen weisen diese Gewässertiefen größtenteils gar nicht auf. Eine stichprobenartige Anwendung des in LAWA (2003) dargestellten Verhältnisses zwischen Chla und Sichttiefe auf den im vorliegenden Projekt erstellten Datensatz zeigt eine Fehlkalibration des BS-Sichttiefenindex für Kleinseen bis in den eutrophen Bereich hinein. Bei der Klassifikationstabelle fehlt der Hinweis, dass der Kalibration keine oligotrophen und vermutlich nur wenige mesotrophe Kleinseen zur Verfügung standen und der Gültigkeitsbereich der Funktion zwischen der Sichttiefe 0,3 und 4 m liegt, wie im Anhang vermerkt. Des Weiteren ist auf Seite 23 (Anhang) eine Regressionsfunktion falsch (Zahlendreher) angegeben. Statt wie bisher

Index ST = 3,407 – 8,062 * ln ST muss dort stehen Index ST = 3,407 – 0,862 * ln ST.

Die Anpassung für natürliche Kleinseen (LAWA 1999) und deren Abweichung ist dagegen gut nachzuvollziehen. Dass in kleinen Seen durch ein im Verhältnis höheres Maß an Sediment- und Uferkontakt geringere Sichttiefen bei gleicher Trophie auftreten können, ist plausibel. Die Sichttiefe ist demnach möglicherweise durch physikalische Effekte wie Aufwirbelung verkürzt.

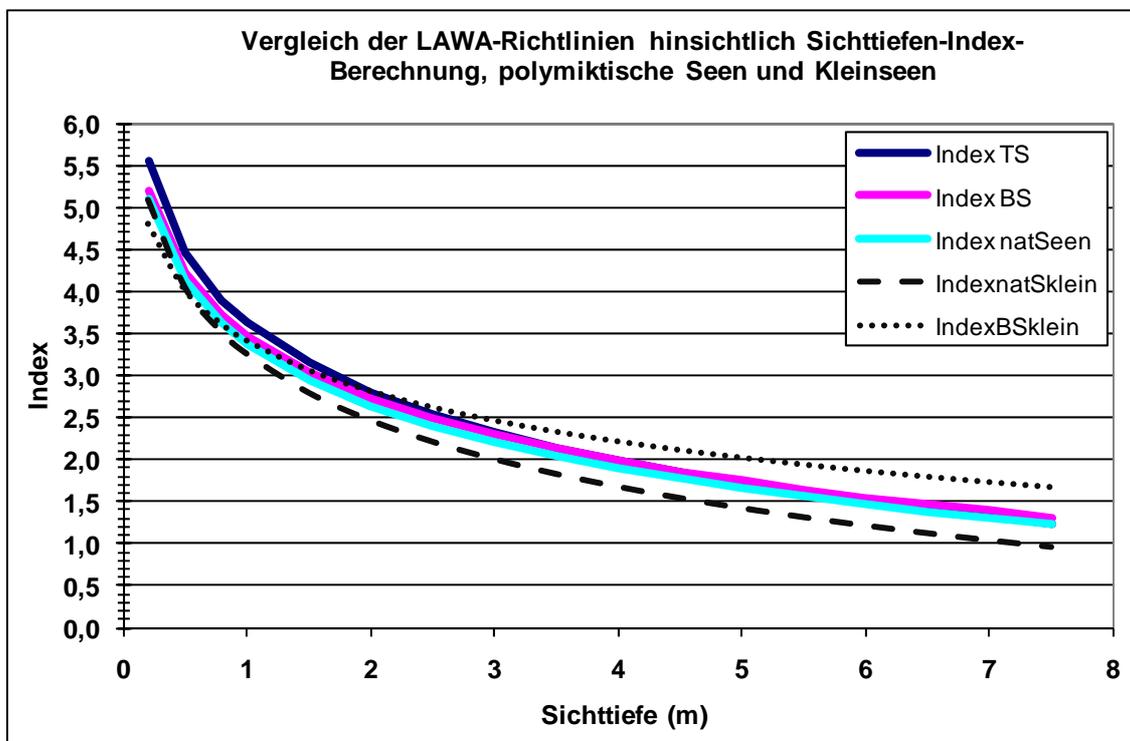


Abbildung 15: Vergleich der Indexberechnungen für die Sichttiefe in den drei LAWA-RL und für Kleinseen in der BS- und der natS-RL.



Fazit zu möglichen Unterschieden zwischen Baggerseen und natürlichen Seen kleiner und größer 5 ha und für die weitere Bearbeitung:

Eine gemeinsame Klassifikation von geschichteten größeren Seen und Kleinseen, die sicherlich teilweise auch eine Schichtung aufweisen, war - und ist auch zukünftig - nicht sinnvoll. Dagegen muss genau geprüft werden, ob und warum Kleinseen eine andere Biomasseausprägung besitzen als polymiktische Seen.

Der Unterschied von kleinen Baggerseen und natürlichen Kleinseen ist gemäß der LAWA-Datensätze (1999, 2003) nicht sehr groß und es sollte geprüft werden, ob sich diese beiden Seegruppen wirklich signifikant unterscheiden.

Die Tatsache, dass für die Talsperren-Richtlinie (LAWA 2001) die kleinen Sperren nicht von den größeren polymiktischen Talsperren getrennt wurden, ist sicherlich einerseits der zu kleinen Stichprobengröße mit 46 Jahrgängen für die beiden Seegruppen geschuldet. Andererseits sind wohl die kleinen Talsperren nicht oder nicht auffällig aus der Gruppe ausgeschert.

Der Sichttiefenindex für kleine Baggerseen weist Kalibrationsungenauigkeiten auf, ebenso der Bericht dazu, sodass hier eine Überarbeitung notwendig ist. Bei der Indexberechnung ist zukünftig darauf zu achten, welche Trophiebereiche tatsächlich von den Funktionen und der Datenbasis beschrieben werden können und für welche Bereiche keine Kalibration vorliegt.

3.7.5 Stichprobenhafte Überprüfung der LAWA-Ansätze zur Beschreibung des Referenzzustandes von Seen mit morphometrischen Kenngrößen (LAWA 1999)

Die Trophieklassifizierung für natürliche Seen (LAWA 1999) fußt auf einer Datenbasis von 105 geschichteten und 65 ungeschichteten Seen. Die Datenbasis wird von den Autoren nicht genauer beschrieben. Es ist jedoch aufgrund der genannten Zusammensetzung der Kalibrationsdatensätze für andere Fragestellungen der Richtlinie zu vermuten, dass die zugrunde liegenden Seen hauptsächlich in der Ökoregion 'norddeutsches Tiefland' liegen.

Zur Ermittlung der Referenztrophy von Seen anhand morphometrischer Kenngrößen stand den Autoren ein Datensatz von 51 weißrussischen, vom Menschen nahezu unbeeinflussten Seen zur Verfügung. Anhand der Verhältnisse in diesen in den Eiszeiten entstandenen Seen wurden zwischen Sichttiefe und morphometrischen Begebenheiten lineare und potenzielle Regressionen abgeleitet und als Modell für den Referenzzustand deutscher Seen verwendet. Die Tatsache, dass die 51 Modellseen nur aus einem begrenzten Gebiet - einer vergleichsweise kontinental geprägten Ökoregion geringer Höhenlage - stammen, lassen vermuten, dass die Übertragung auf alle deutschen Seen inklusive Mittelgebirgs- und Alpenseen einer genaueren Prüfung bedarf. Darüber hinaus werden die anhand weißrussischer Verhältnisse errechneten theoretischen Sichttiefen mit den im deutschen Gesamtdatensatz (inklusive eutrophierter Seen) ermittelten Klassifizierungstabellen eingestuft, was einen logischen Bruch darstellt.

Aus der aktuell dem Projekt vorliegenden Datenbank wurden zur Prüfung der genannten Kurvenanpassung zwischen Sichttiefe und mittlerer Tiefe ausgewählte Datensätze (Kalibrationsdatensatz) aus dem alpinen Raum (größtenteils Bayern) herangezogen. Unter den ausgewählten geschichteten und polymiktischen Gewässern sind trophisch degradierte sowie als Referenzseen betrachtete Seen enthalten (s. Abbildung 16).

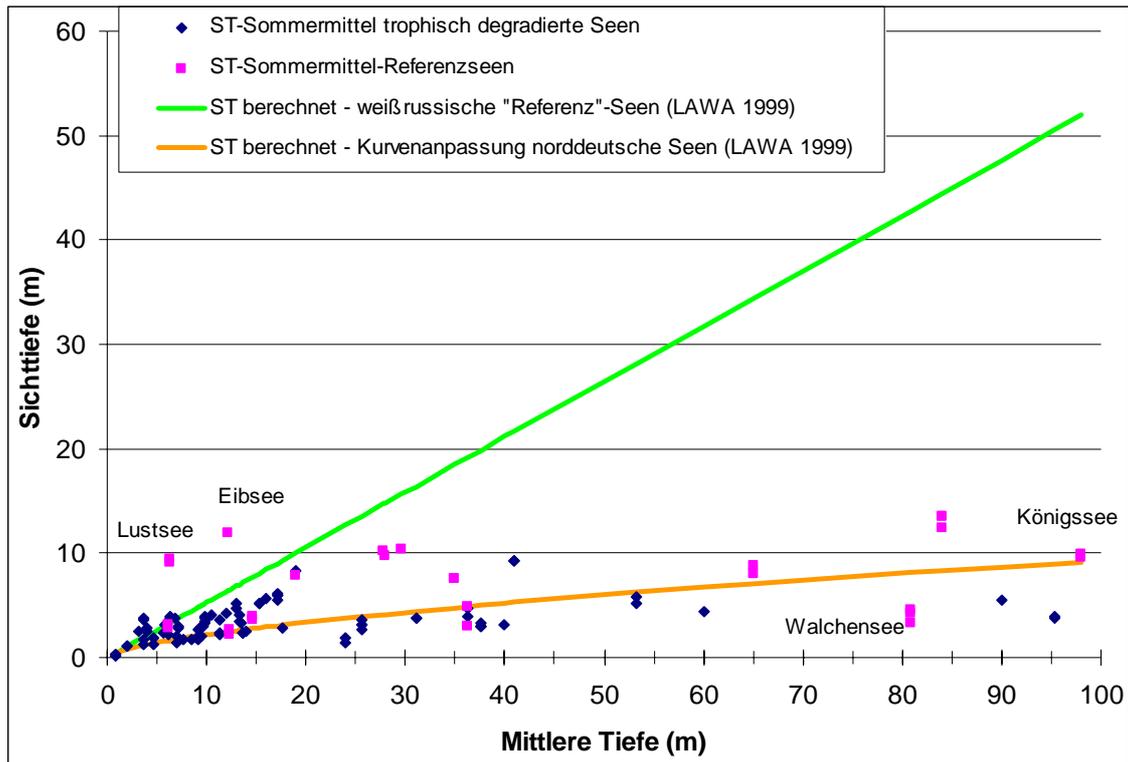


Abbildung 16: Anwendung der für glazial entstandene Seen Weißrusslands abgeleiteten Beziehung zwischen Sichttiefe (ST-Sommertmittelwert) und mittlerer Tiefe auf Seen im alpinen Raum und Vergleich mit gemessenen ST-Sommertmittelwerten.

Formel: theoretische Sichttiefe Z_m (m) = 0,53 * Z_m (m) - 0,038 mit Z_m = mittlere Tiefe.

Fazit zur Berechnung der Referenzsichttiefe nach LAWA (1999) von alpinen Seen im Vergleich zur real gemessenen Sichttiefe im Sommermittel (s. Abbildung 16):

- Vergleicht man die real gemessenen Sichttiefen in den alpinen Referenzseen mit den auf Basis von weißrussischen Seen modellierten Referenz-Sichttiefen so fällt auf, dass im Modell deutlich höhere und z.T. unplausible Sichttiefen ermittelt werden. Ab mittleren Tiefen über 6 m treten immer größer werdende Abweichungen auf. Bei der Ermittlung des trophischen Referenzzustandes nach LAWA von tieferen alpinen Seen ergeben sich somit große Fehler. Das von LAWA (1999) an den Gesamtdatensatz norddeutscher Seen (Referenz- und degradierte Seen) angepasstes Regressionsmodell zur Errechnung der Sichttiefe aus der mittleren Tiefe passt dagegen auch für die Referenzseen des alpinen Raums viel besser.

- Eine Ermittlung des Referenzzustandes von alpinen Seen mit Hilfe morphometrischer Kenngrößen nach LAWA (1999) scheint demnach oberhalb von rund 10 m mittlerer Tiefe nicht mehr plausibel. Die Vermutung liegt nahe, dass dem "weißrussischen Modell" keine oder nur wenige tiefere Seen zugrunde lagen. Dass z.B. Walchensee und Königssee theoretische Sichttiefen von 40 bzw. 50 m besitzen sollen, ist im limnischen Bereich unrealistisch. Durch die witterungsbedingt eingetragene mineralische Trübe in Mittelgebirgs- und Alpenseen sowie die häufig vorkommende Huminstoff-Färbung in hoch gelegenen, sauberen Seen werden in Deutschland kaum Sichttiefen ermittelt, die 10-12 m überschreiten.

In LAWA (1999) wird noch ein weiteres Modell vorgestellt, in dem die theoretische Referenz-Sichttiefe mit Hilfe des Tiefengradienten - maximale Tiefe/effektive Achsenlänge (= Flächenmaßzahl für die Windangriffsfläche) - errechnet werden kann. Die Ableitung erfolgte ebenfalls am



weißrussischen Datensatz. Zur Prüfung für die alpinen Seen lagen derzeit zu wenig morphometrische Daten vor. Für 61 brandenburgische Seen konnten dagegen die Tiefengradienten ermittelt und das Modell für diese Tieflandseen getestet werden (s. Abbildung 17).

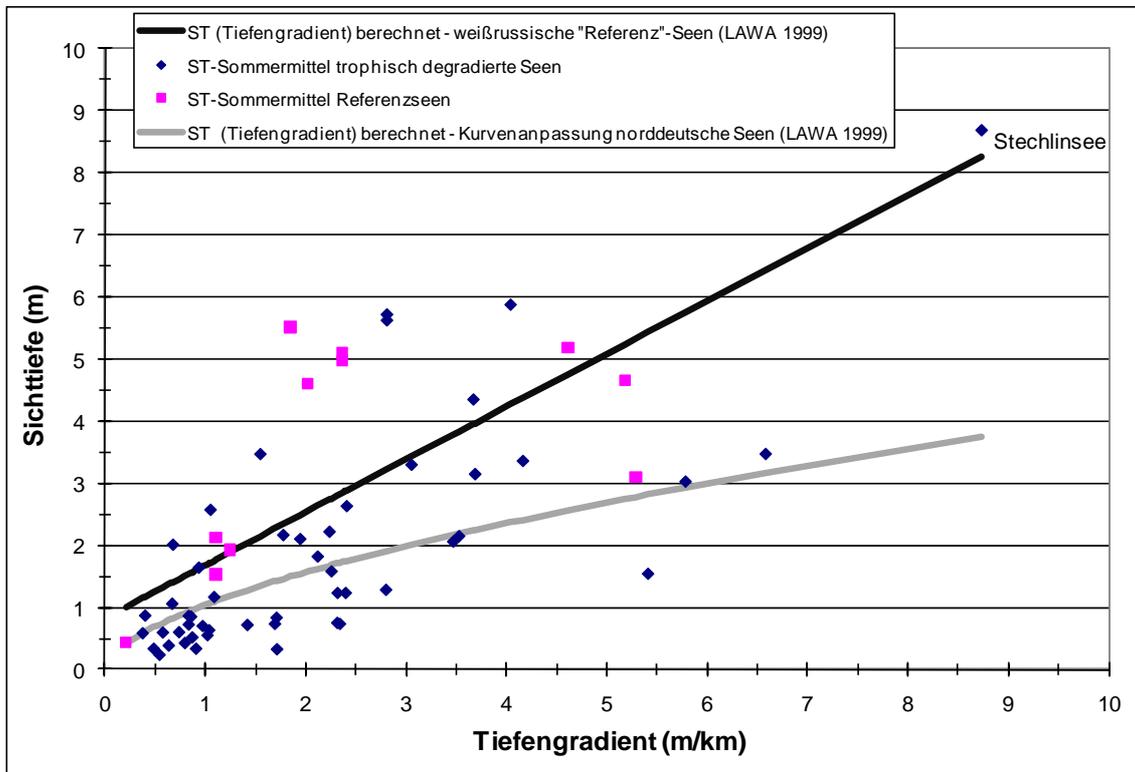


Abbildung 17: Anwendung der für glazial entstandene Seen Weißrusslands abgeleiteten Regressionsbeziehung zwischen Tiefengradient (F) und Sichttiefe (ST) auf brandenburgische Seen sowie Vergleich mit gemessenen ST-Sommermittelwerten.

Formel: theoretische Sichttiefe_F (m) = 0,85 * F (m/km) + 0,833 mit F = Tiefengradient

Da die weißrussischen Seen am ehesten den deutschen glazial entstandenen Seen des norddeutschen Tieflands ähneln, sind hier geringere Abweichungen als beim alpinen Datensatz zu erwarten. Anhand Abbildung 2 und weiteren Tests ergaben sich bezüglich der Anwendbarkeit des "Tiefengradient - Modells" zur Ermittlung der Referenzsichttiefe nach LAWA (1999) folgende Schlüsse:

- Das lineare Regressionsmodell der weißrussischen Seen passt für die Tieflandseen und insbesondere die Referenzseen unter ihnen relativ gut. Allerdings ergeben sich bei Seen mit geringem Tiefengradient in der Modellrechnung z.T. deutlich höhere theoretische Sichttiefen als tatsächlich gemessen wurden.

- Für die deutschen Referenzseen würde eine potenzielle Kurvenanpassung ($R^2 = 0,74$) deutlich besser passen als eine lineare, welche für die deutschen Referenzseen lediglich ein R^2 von 0,29 erreicht. Mit der potenziellen Anpassung würden auch die Fehleinschätzungen der Sichttiefe bei niedrigen Tiefengradienten nicht auftreten. Interessanterweise ist auch für den deutschen LAWA-Datensatz (1999, 108 Seen) die potenzielle Anpassung stimmiger (Abb. 5 in LAWA 1999) und lediglich die Verhältnisse in den weißrussischen Seen waren offenbar mit der linearen Anpassung ($R^2=0,48$) besser beschrieben.

- Die für den LAWA-Datensatz (1999, 108 Seen) abgeleitete Kurvenanpassung zwischen Tiefengradient und Sichttiefe passt auf die Stichprobe der Brandenburger Seen überraschend schlecht.



Offenbar war der Datensatz, welcher den Bearbeitern für die natS-Richtlinie zur Verfügung stand, deutlich verschieden von dem hier verwendeten Prüfdatensatz.

Zusammenfassendes Fazit bezüglich der Prüfung der Übertragbarkeit der Ansätze zur Referenzfindung aus LAWA (1999) auf den Datensatz deutscher Seen:

Für die alpinen Seen erscheint die Anwendung des von weißrussischen Seen abgeleiteten Verhältnisses zwischen mittlerer Seetiefe und Sichttiefe nicht sinnvoll. In den meisten Fällen findet eine Überschätzung der theoretischen Referenz-Sichttiefe statt, was letztendlich zu einer zu guten Referenztrophy führt. Der genannte Fehler beginnt bei mittleren Tiefen von rund 6 m und vergrößert sich durch die lineare Anpassung des Modells mit Zunahme der mittleren Tiefe stetig.

Die Prüfung des Ansatzes der Referenzfindung auf Basis des Tiefengradienten an einem Seendatensatz (N=61) aus Brandenburg zeigte eine bessere Übereinstimmung zu den in Weißrussland gefundenen Beziehungen. Allerdings erzeugt das lineare Regressionsmodell für Seen mit geringem Tiefengradient deutlich zu hohe theoretische Referenzsichttiefen. Hier hätte eine potenzielle Kurvenanpassung bessere Übereinstimmung mit den Befunden gehabt. Bei höheren Tiefengradienten scheint das Modell auf die Brandenburger Seen und die dortigen Referenzseen besser zu passen.

Insgesamt stellt sich die Frage, warum für die Referenzfindung ein Seendatensatz aus Weißrussland als Richtschnur gelten sollte, insbesondere dann, wenn die Ableitung aus Referenzseen und nur wenig degradierten Seen Deutschlands bessere Übereinstimmungen und plausiblere Werte ergibt. Über die Ökoregionen hinausgehende Übertragungen von Referenzvorstellungen und Parameterkorrelationen sind ohnehin vor dem Hintergrund der angestrebten differenzierten Typologie der Wasserrahmenrichtlinie intensiv zu hinterfragen. Die Übertragung der Bedingungen aus deutlich kontinentaler geprägten, in geringer Höhenlage liegenden Einzugsgebieten ist problematisch.

Für Seen, die durch mineralische Trübe oder huminstoffbedingt Verkürzungen der Sichttiefe aufweisen, ist der rechnerische Umweg über die Trophiekenngröße Sichttiefe schwer nachzuvollziehen. Möglicherweise könnte in den Ökoregionen Mittelgebirge und Alpen der Weg z.B. über eine Referenz-Chlorophyll- oder -TP-Konzentration zu plausibleren Modellen führen.

3.7.6 Bisherige Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikationen nach LAWA (1999, 2001, 2003) – Übersicht und Fazit

Der Zusammenstellung der Datensätze anhand derer die bestehenden "vorläufigen" Richtlinien entwickelt wurden, lagen Aufnahmekriterien zu Grunde: Ausgeschlossen wurden insbesondere diejenigen Seen, in denen durch spezielle Bedingungen - z.B. Säureeinwirkung, Makrophyten-dominanz und Verweilzeit - das Verhältnis zwischen Nährstoffgrundlage (TP) und Biomasseausprägung (Chl a) verändert wird. Z.B. kann durch stärkere Braunfärbung – Huminstoffe oder Abwässer aus der Zellstoffindustrie – oder Sedimenttrübe bei Baggerseen oder durch Hochwasser die Sichttiefe zeitweise oder anhaltend beeinflusst sein.

Für alle genannten Kriterien gibt es Seen, die sich in Zwischen- oder Übergangstadien befinden. Sowohl für die Entwicklung der LAWA-Indices als auch für deren stimmige Anwendung ist die Plausibilisierung der Einzelwerte sowie die Ursachenermittlung und eine diesbezügliche Informationssammlung essenziell.

Die Tabelle 8 gibt eine Zusammenstellung der Grenzkriterien aller drei Richtlinien wider. In der Richtlinie für natürliche Seen werden darüber hinaus Grenzkriterien formuliert, welche die Anwendung der Referenzfindung einschränken oder ausschließen. Diese werden an dieser Stelle nicht mit aufgeführt, da sich die vorliegende Bearbeitung ausschließlich mit der Trophieklassifikation befasst.



Tabelle 8: Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikationen aus LAWA (1999, 2001, 2003) für die Gewässerarten natürliche Seen (natS), Baggerseen (BS) und Talsperren (TS). Klassifikation eingeschränkt anwendbar = jein, Klassifikation nicht anwendbar = nein, grau unterlegt = nicht in entsprechender Richtlinie behandelt.

"Seetyp"	Anwendbarkeit			Begründung
	natS	TS	BS	
saure oder versauerte See mit pH < 5	nein	nein	nein	Klassifikationen an Neutralgewässern geeicht, Zustand ggf. durch Al-Toxizität gestört
humos gefärbte, dystrophe (Braunwasser-) Seen	dystroph nein Braunwasserseen jein	jein		Sichttiefe als Kriterium nicht anwendbar
durch toxische Inhaltsstoffe vergiftete Seen	nein			gestörte Verhältnisse durch Selektivität oder Hemmung
Kleingewässer < 1 ha	nein			hohe Beeinflussung des Sees durch Geschehen am Gewässerrand, untergeordnete Bedeutung der Phytoplanktonproduktion für Gesamtstoffhaushalt und Gewässerzustand
häufig oder ständig sedimentgetrübte Seen, z.B. einige polymiktisch Flachseen, geschiebegetrübte Seen des Berglandes, Baggerseen mit mineralischen Schwebstoffen oder aufgewirbeltem Sediment	jein	jein	jein	Sichttiefe und TP als Kriterium zeitweilig nicht geeignet oder nur bedingt geeignet
makrophytendominierte Seen	jein		nein	Chl a und Sichttiefe nicht geeignet, da submerse Makrophyten das Phytoplanktonwachstum durch Konkurrenz und Allelopathie unterdrücken
künstliche Seen mit einem Alter von weniger als 10 Jahren	jein	jünger als 5 Jahre nach Einstau nein	Ende der Baggerarbeiten < 5 a nein	Instabilität des Systems. Stichworte: Zufälligkeit der Erstbesiedlung, sich stark veränderndes Arteninventar
Flusseen oder –stau mit einer Verweilzeit im Sommer von weniger als 5 Tagen (aus natS-RL)	nein	nein unabhängig von Verweilzeit	mit intensiver Flussanbindung nein	Produktionskriterien Chl a und Sichttiefe verfälscht durch hohe Aus- und Eintragsraten des Phytoplanktons
Talsperren mit sommerlichen Verweilzeiten von weniger als 10 Tagen		nein		hohe Planktonverluste durch Ausschwemmung, keine typische See-Ökosysteme

*Widersprüche ergeben sich hinsichtlich der Bezeichnung dystroph. In LAWA (1999) wird für natürliche Seen ein Unterschied zwischen humos gefärbten Braunwasserseen und dystrophen Seen gemacht. Bereits in der Talsperren-Richtlinie LAWA (2001) werden die beiden Vokabeln gleichbedeutend/ergänzend für dieselbe Seengruppe verwendet. Letzterem Ansatz und der Literatur folgend (u.a. Schwoerbel 1999, Schäfer 1992) werden die Begriffe als gleichbedeutend angesehen.



Fazit für die weitere Bearbeitung:

Hinsichtlich des Umgangs mit den Grenzkriterien und Störfaktoren einer plausiblen Trophieklassifikation sind zwei Strategien denkbar:

Variante 1: Erstellung einer "sauberen" Datenbank, in welcher Seen "mit störenden Bedingungen" ausgeschlossen werden. Dies setzt voraus, dass die Randbedingungen z.B. hinsichtlich Makrophytendominanz, Verweilzeit, Alter oder Huminstoffprägung bekannt und in der Datenbank erfasst sind und als Filterkriterien verwendet werden können.

Variante 2: Alle Seen werden in die Analyse integriert und abweichende Gruppen müssen identifiziert und ggf. ausgeschlossen werden. Oder sie erhalten eine eigene Klassifikation wie z.B. die Kleinseen in den bisherigen Richtlinien. Das wäre ebenso denkbar für die "Abweichlergruppen" kleine, huminstoffgeprägte oder saure Seen. Dies setzt voraus, dass die Seengruppen mit ausreichend großen Stichproben im Datensatz vertreten sind.

Da die Störfaktoren der Trophieklassifizierung oft in allen Übergangsformen vorhanden sind, interannuell stark schwanken können oder die Seen trotz offensichtlicher Störung ganz normale Parameterverhältnisse aufweisen, stellt der Komplettausschluss (Variante 1) eine zu rigorose Variante dar. Hier würden der Kalibration von vornherein viele Datensätze verloren gehen. Ein weiteres Problem dieser Variante ist die bislang relativ schlechte Datenlage hinsichtlich der Grenzkriterien, z.B. Makrophytendominanz oder Verweilzeit. Würde man Seen mit fehlenden Informationen ausschließen aufgrund von Unkenntnis und dem Wunsch einen wirklich sauberen Datensatz zu erhalten, würde der Kalibrationsdatensatz sehr klein ausfallen.

Aus den genannten Gründen wird für die vorliegende Bearbeitung die Variante 2 vorgezogen. Dies hat auch den Vorteil, dass die Neukalibration auf vielen verschiedenen Seen fußt und möglicherweise mehr Klassifikationsgruppen enthält. Umgekehrt betrachtet können dann auch viel mehr Seen mit der neuen Richtlinie wirklich gültig eingestuft werden.

3.8 Stand der Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierungen

3.8.1 Datenanforderung und Methoden der Aufbereitung

Mitte Oktober 2009 wurde von LBH eine Datenanfrage inklusive eines Tabellenvorschlags für die erforderlichen Daten und Parameter an die Bundeslandvertreter des LAWA-EK Seen verschickt. Die Abfrage bezog sich auf Seen größer und kleiner als 50 ha, sofern diese oder Jahrgänge von diesen noch nicht in der Seendatenbank von Mischke et al. (2009a) oder Hoehn et al. (2009) enthalten sind. Für seetypspezifische Fragestellungen ist die Typzuordnung jedes Gewässers notwendig. Für eine größere Gruppe von Seen aus Mecklenburg-Vorpommern, welche alle kleiner 50 ha sind, war aufgrund fehlender Stammdaten (VQ, Verweilzeit, mittlere Tiefe) keine Seetypeinstufung möglich. Diese wurden nach ihrem Schichtungsverhalten und je nach Vorhandensein der Kenngröße 'mittlere Tiefe' in die folgenden drei "Typen" einsortiert:

Tgesch: temperaturgeschichtete Seen des Tieflands (kann Seen der Subtypen 10.1, 10.2 und 13 enthalten)

Tpoly > 3 m mittT: polymiktische Seen des Tieflands mit einer mittleren Tiefe größer 3 m (kann Seen des Typs 11.1, 12 und 14 enthalten)



Tpoly mittT unb.: polymiktische Seen des Tieflands, für die keine mittlere Tiefe bekannt ist bzw. berechnet werden kann (kann Seen des Typs 11.1, 11.2, 12 und 14 enthalten)

Alle polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe kleiner 3 m wurden je nach Gewässerart in den Seesubtyp 11.2 oder 11.2k eingestuft. In dieser Gruppe können evtl. flache Flusseeotypen (Subtyp 12) noch mit enthalten sein. Dieser Fehler wurde in Kauf genommen.

Da auch die zukünftige LAWA-Klassifikation wieder die Kenngröße Gesamtposphorgehalt während der Frühjahrs- oder ggf. Herbstzirkulation enthalten soll, mussten für viele Seenjahre diese Werte von Hand selektiert werden. Mit höchster Priorität wurden die Februar-Werte ausgewählt, dann folgten März- und Aprilwerte. Mit letzter Priorität wurden November-, Oktober- und Mai-Werte verwendet, diese jedoch nur nach Plausibilisierung.

Bei der Vorbereitung der Daten für die Richtlinienüberarbeitung werden wie bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens u.a. nach Hoehn et al. (2009) sogenannte Kalibrationsdatensätze zusammengestellt. In diesen extrahierten Datensätzen sollen Seen mit langen Messreihen nicht überrepräsentiert sein.

Folgende Kriterien wurden zur Auswahl von Jahrgängen in den Kalibrationsdatensatz für die Überarbeitung der LAWA-Richtlinien angewandt:

- maximal zwei Jahrgänge pro See oder Seebecken, bei langen Zeitreihen und zwischenzeitlichem Wechsel des Trophiestatus maximal drei
- Chl a- und TP-Saisonmittelwerte sind belastbar vorhanden
- Sichttiefe durfte in Einzelfällen fehlen
- keine sauren Seen (insbesondere Tagebauseen), Test auf Klassifizierbarkeit erfolgt später
- mindestens 4 Termine pro Jahr und mindestens 3 Probetermine in der Vegetationsperiode von März/April bis Oktober/November

Zur Entwicklung des Biovolumen-Trophie-Index wurde zunächst keine besondere Auswahl der Jahrgänge getroffen. Die Kriterien waren lediglich das gleichzeitige Vorhandensein von validen Chlorophyll- und Phytoplankton-Gesamtbiovolumenwerten im Saisonmittel.

Zur Berechnung der Saisonmittelwerte wurde eine Access-Datenbank erstellt. Die Verknüpfung der Einzeltabellen – "See-Stammdaten", "Probendaten", "Jahreswerte" – erfolgt über den See(becken)-namen bzw. über einen Verknüpfungsausdruck des See(becken)namens mit dem Untersuchungsjahr. Die Kennzeichnung der Kalibrationsdatensätze wurde in der Jahreswerte-Tabelle durchgeführt. Hier sind auch Spalten zur Belastbarkeit der Einzelparameter Chlorophyll a, Sichttiefe und TP mitgeführt, die Auskunft über die Plausibilität der Messwerte geben und als Entscheidungshilfe für deren Auswahl zur Verfügung stehen.

3.8.2 Datenstand und Datengrundlage

Insgesamt konnten für diese Fragestellung für über 1.900 Seen fast 30.000 Probetermine und nahezu 4.000 Jahrgänge zusammengetragen werden. Filtert man die Jahrgänge nach plausiblen Chlorophyll a-Werten in ausreichender Anzahl pro Untersuchungsjahr, so verbleiben 3.140 Jahrgänge, von denen 78 keine Gesamtposphorwerte, jedoch Gesamtbiovolumina aufweisen.



In den Kalibrationsdatensatz wurden aus dem Gesamtdatensatz 2.369 Jahrgänge ausgewählt. Die Verteilung auf die Seetypen zeigt die Abbildung 18.

4% der Jahrgänge stammen aus der Ökoregion Alpen/Voralpen, 9% aus dem Mittelgebirge (Höhenlage in der Regel über 200 m ü. NN) und 87% sind von Seen der Norddeutschen Tiefebene bzw. Seen in den Ebenen großer Flüsse und Ströme (Rhein, Elbe, Weser). Die letztgenannten wurden trotz häufiger Lage in der Ökoregion Mittelgebirge von Hoehn et al. (2009) auf Basis von Ähnlichkeitsanalysen hinsichtlich ihrer Phytoplanktontaxonomie zu den Tieflandseen gruppiert.

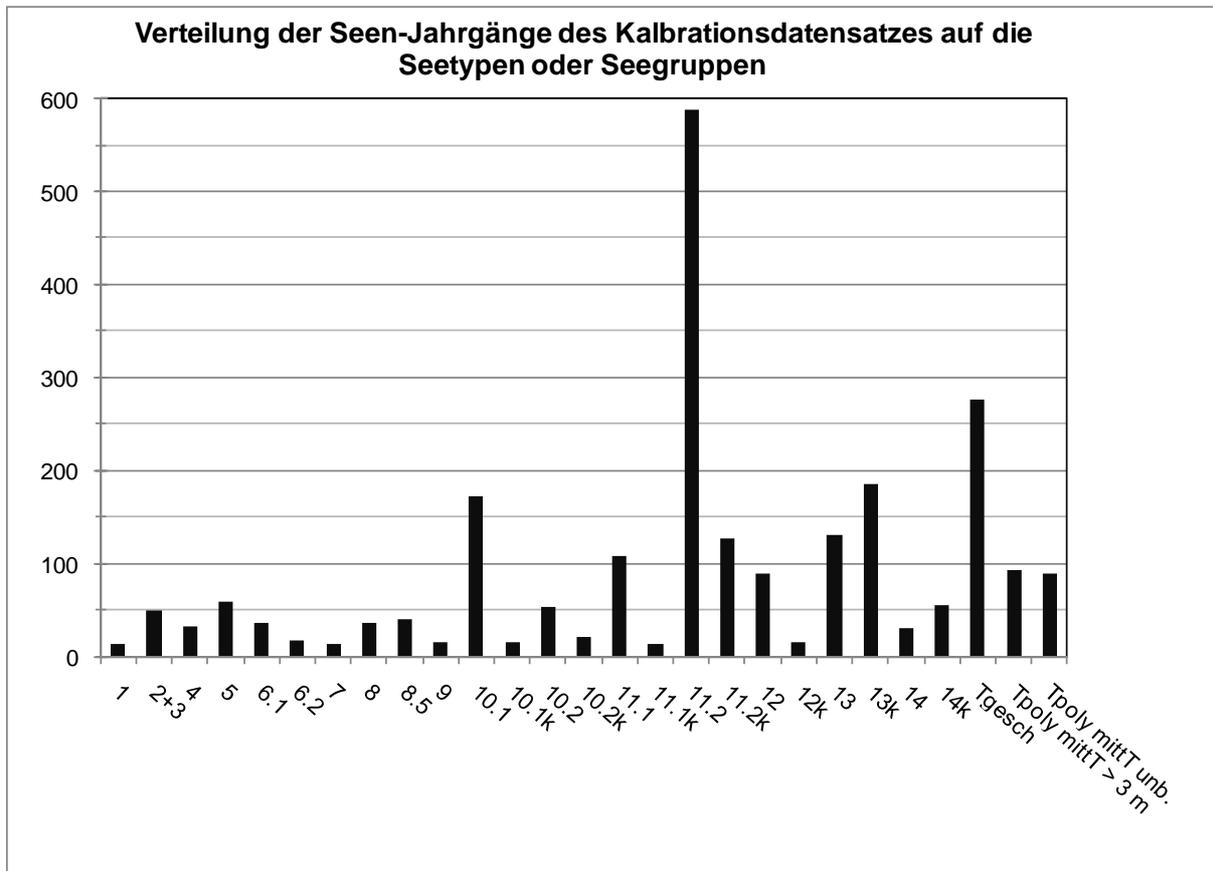


Abbildung 18: Verteilung der Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz (n=2.369) auf die Phytoplanktonsubtypen und die Einteilung für kleinere Seen aus Mecklenburg-Vorpommern ohne Typologie (Tpoly = Tiefland polymiktisch, Tgesch = Tiefland geschichtet, mittT = mittlere Tiefe).

Häufigste Gruppe im Tiefland sind die natürlichen polymiktischen Flachseen (Typ 11.2), unter denen sich viele kleinere polymiktische Seen aus Mecklenburg-Vorpommern befinden, deren mittlere Tiefe 3 m nicht übersteigt. Von den Tieflandseen sind rund 40% der Jahrgänge von geschichteten und 60% von polymiktischen Seen. Des Weiteren ist der Seetyp 13k gut vertreten, in dem viele Bagger und Tagebauseen mit kleinen oder unterirdischen Einzugsgebieten enthalten sind. Im Seetyp 11.2k sind Fischteiche, Flachspeicher, kleine Talsperren oder Stauseen, einige Torfabbaseen sowie der natürliche Sondertyp Altarm und Totarm teilweise in Verlandungsstadien enthalten.

Über 300 Jahrgänge sind aus sehr kleinen Seen kleiner 5 ha (s. Abbildung 19). Die bisherigen LAWA-Richtlinien insbesondere für natürliche Seen und Baggerseen wiesen für Seen kleiner 5 ha eigene Klassifikationstabellen aus. In der Richtlinie für natürliche Seen (LAWA 1999) wurden Seen kleiner 1 ha komplett ausgeschlossen. Im vorliegenden Datensatz sind lediglich 9 von 314 Seen kleiner als 1 ha. Diese werden nicht von vornherein ausgeschlossen, sondern deren trophisches Verhalten wird innerhalb des Datensatzes geprüft.

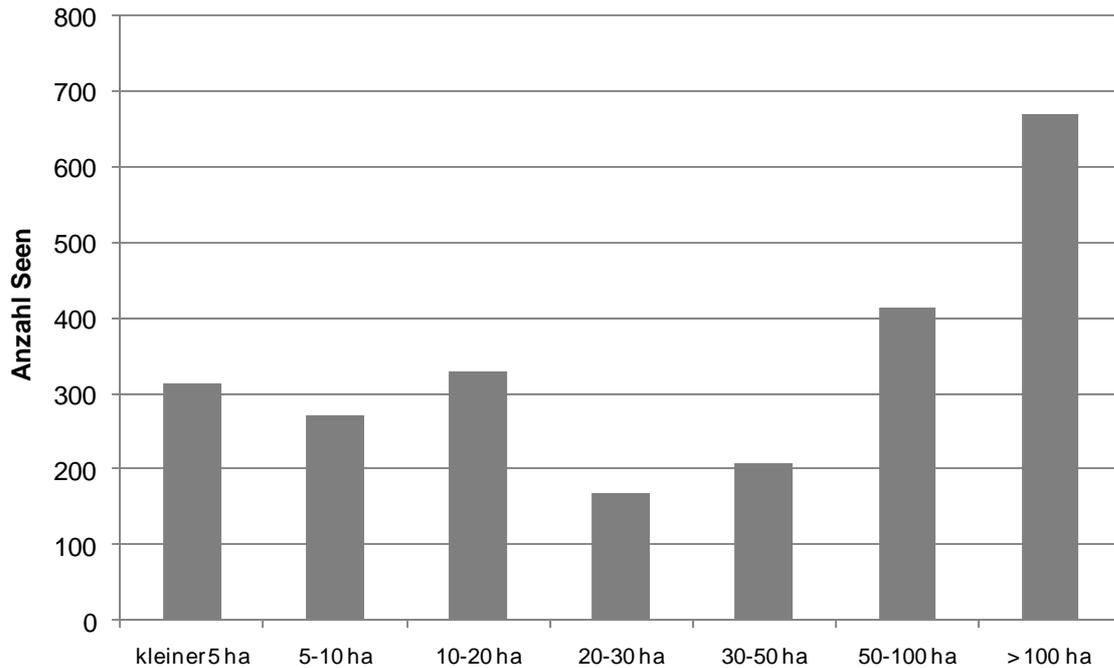


Abbildung 19: Verteilung der Seenjahre im Kalibrationsdatensatz auf Seegrößenklassen (n=2.369).

3.8.3 Ausblick und offene Fragen

Mit der geschaffenen Datenbank kann nun in Folgeprojekten die Aufgabe der Überarbeitung der Trophieklassifikation fortgeführt werden. Viele Fragen u.a. hinsichtlich zu verwendender Kenngrößen, der Probenahme und deren Zeitraum sowie die Behandlung von Grenzkriterien wurden weitgehend geklärt.

Hinsichtlich verschiedener "See-Randgruppen" sind weitere Fragen offen, z.B. wird in sauren Tageauseen bei gleichem Nährstoffangebot ebenso viel Biomasse produziert wie in pH-neutralen Seen und können diese vielleicht doch gemeinsam mit pH-neutralen Seen klassifiziert werden? Wie viele mixo- oder heterotrophe Arten finden sich im Phytoplankton von sauren Seen und welchen Biomasseanteil besitzen diese?

Oder: Spiegeln sich die z.T. hohen Biovolumina in Braunwasserseen im Parameter Chl a wider? Muss hier auch bei der Klassifikation ein eigener Typ berücksichtigt werden?



3.9 Entwicklung eines Trophieindex mit Phytoplanktonbiovolumen – BV-Index

3.9.1 Datenzusammenstellung und Chlorophyll a-Gehalte im Phytoplankton

Neben der Trophieklassifikation mit den LAWA-Indices, seiner Einzelindices und dem PTSI ist darüber hinaus eine Klassifizierung des Trophiestatus mit der Kenngröße Gesamtbiovolumen möglich. Ein erster Ansatz auf Basis eines kleineren Datensatzes (n = 668) deutscher insbesondere für die EU-WRRL relevanten Seen wurde bereits in Mischke et al. (2009) vorgestellt. Dieser Ansatz wird in der vorliegenden Bearbeitung geprüft und an den mit Seen kleiner 50 ha erweiterten Datensatz angepasst.

Tabelle 9: Verteilung der im Biovolumen-Datensatz zur Verfügung stehenden Jahrgänge (n=2.815) auf die vertretenen Gewässerarten und Seegrößenklassen.

Gewässerart	Anzahl Jahrgänge
Baggerseen und Teiche	234
natürliche Seen	2.257
Tagebauseen	77
Talsperren/Stauseen	213
Torfabbauseen	34
Größenklasse der Seen in ha	
< 5 ha	301
5-10 ha	251
10-20 ha	344
20-30 ha	187
30-50 ha	237
50-100 ha	448
> 100 ha	1.047

Als Maßzahl zur Trophieklassifizierung wird das im PhytoSee-Verfahren verwendete und im PhytoSee-Auswertetool ausgegebene Biovolumen-Saisonmittel verwendet. Darin berücksichtigt sind alle Messwerte von April bis Oktober in Ausnahmefällen von März bis November. Entlang der in den LAWA- Richtlinien (1999, 2001, 2003) festgelegten Klassengrenzen des Chlorophyll a werden mit Hilfe einer Datenregression die Klassengrenzen für das Biovolumen hergeleitet. Anhand der mit einer Kurvenanpassung ermittelten Formel können dann die Chl a-Grenzen der Trophieklassen der LAWA-Richtlinien auf den Parameter Biovolumen übertragen werden.

Die Entwicklung des Biovolumen-Index basiert auf den Seetypen aller Ökoregionen und Mixistypen, sowie aller Gewässerarten (natürliche Seen, Talsperren, Baggerseen, Sondertypen).

Der Schwerpunkt im Datensatz liegt auf den Seen der Ökoregion Norddeutsches Tiefland mit 86% (2.420) der Jahrgänge. Die Ökoregionen Alpen/Voralpen (206 Jahrgänge) und Mittelgebirge (189 Jahrgänge) sind mit jeweils 7% repräsentiert. Die Verteilung auf die Gewässerarten zeigt die Tabelle 9.

Die Verteilung der Seenjahrgänge auf die Seegrößenklassen in Tabelle 9 zeigt eine hohe Präsenz von kleineren Seen aber auch sehr viele in der Größenklasse über 100 ha. Zur Ableitung einer für alle Größen von Seen abzuleitenden Regression zwischen den Biomasseparametern Chl a und BV stellt der Datensatz eine geeignete Basis dar, in welcher alle Seegrößen in guter Verteilung repräsentiert sind.

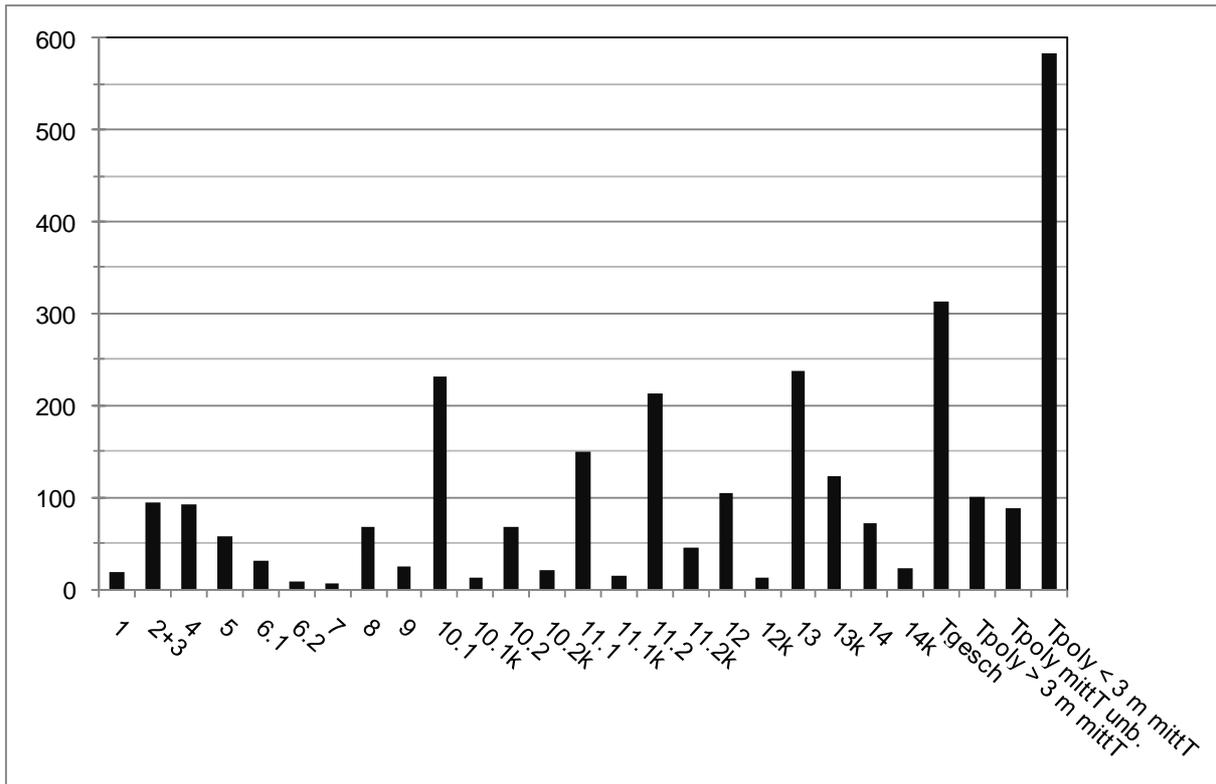


Abbildung 20: Verteilung zur Verfügung stehenden Jahrgänge (mit Gesamtbiovolumen) auf die Seetypen, die Phytoplanktonsubtypen und auf die Grobtypen für kleinere Seen aus Mecklenburg-Vorpommern, für die keine genauere Typologie möglich war. Tpoly = Tiefland polymiktisch, Tgesch = Tiefland geschichtet, mittT = mittlere Tiefe. n=2.815.

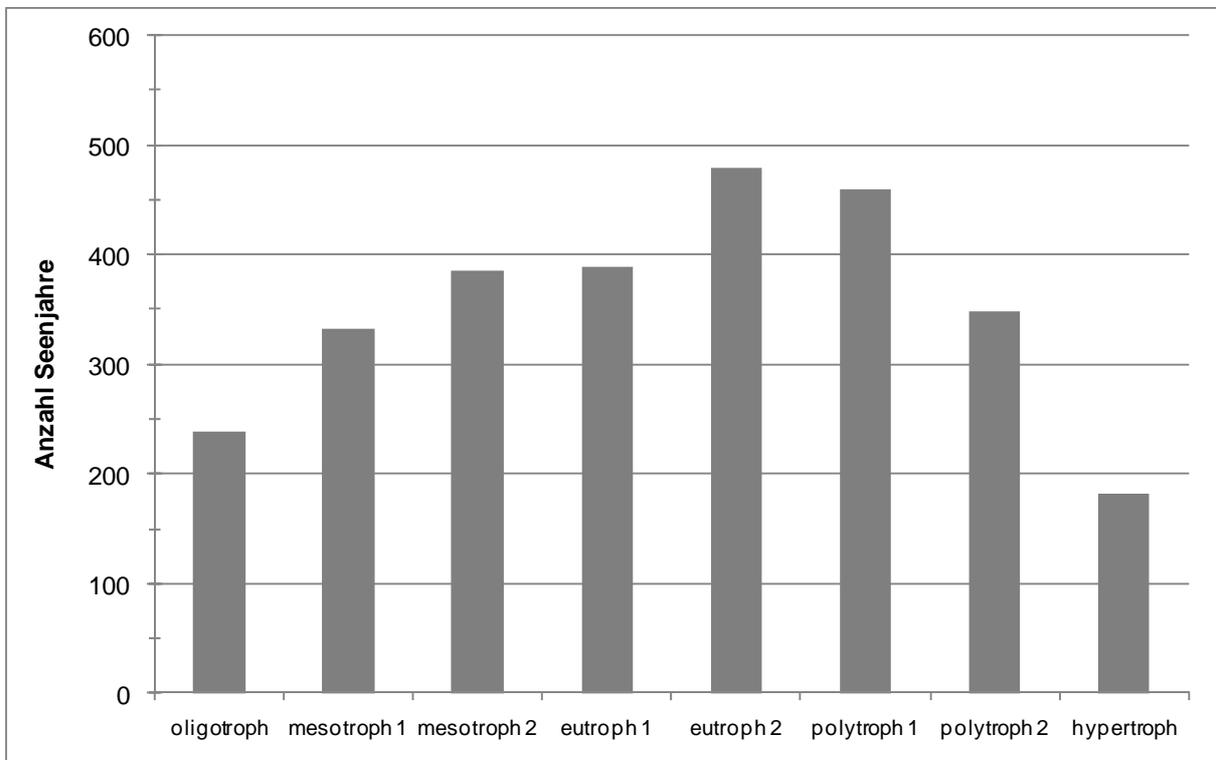


Abbildung 21: Verteilung der Jahresgänge im BV-Datensatz auf die Trophieklassen (n=2.815). Trophie-Einstufung nach Chl a-Index aus LAWA (1999).



Auf Basis des LAWA-Ansatzes (LAWA 1999, 2001, 2003), in dem die Indexberechnung des Chl a-Index für alle Gewässerarten und Mixistypen identisch ist, wurde auch für den BV-Index beschlossen, dass dieser für alle Seengruppen gleich sein sollte.

Die spezifischen Chl a-Gehalte pro Biovolumeneinheit variieren zwischen Algengruppen, zwischen Arten und sogar zwischen Entwicklungsstadien (u.a. Behrendt & Opitz 1996), wodurch die Korrelation gestört wird. Allerdings besitzen auch die Messmethoden sowohl von Chl a als auch des Biovolumens mögliche Fehlerquellen. Durch die Anwendung des sehr großen Datensatzes, in dem auch alle Trophieklassen mit den entsprechend unterschiedlichen Phytoplanktonbesiedlungen gut repräsentiert sind (s. Abbildung 21), findet vermutlich eine weitgehende Ausmittelung der genannten Fehler und Ungenauigkeiten statt.

Die Chl a-Gehalte pro mg Biovolumen wurden von Behrendt & Opitz (1996) algengruppenspezifisch ermittelt: durch Diatomeen dominierte Algenproben enthalten 1,75 $\mu\text{g Chl a/mg BV}$, durch Blaualgen dominierte Algenproben enthalten 3,44 $\mu\text{g Chl a/mg BV}$, für die übrigen Gruppen liegt der Gehalt bei 3,08 $\mu\text{g Chl a/mg BV}$. Im Mittel aller dieser Studie zugrunde liegenden 515 Datenpaare aus Brandenburgischen und Berliner Seen lag der Gehalt bei 2,49 $\mu\text{g Chl a/mg BV}$. Die Autoren zitieren Vörös & Padišak (1991), welche Werte zwischen 1,6 und 4,2 $\mu\text{g Chl a/mg BV}$ ermittelten.

Im vorliegenden Datensatz lagen die Gehalte (errechnet aus Saisonmittelwerten Chl a und BV) zwischen 0,2 und 60 $\mu\text{g Chl a/mg BV}$ (Verteilung auf Werteklassen, s. Abbildung 22).

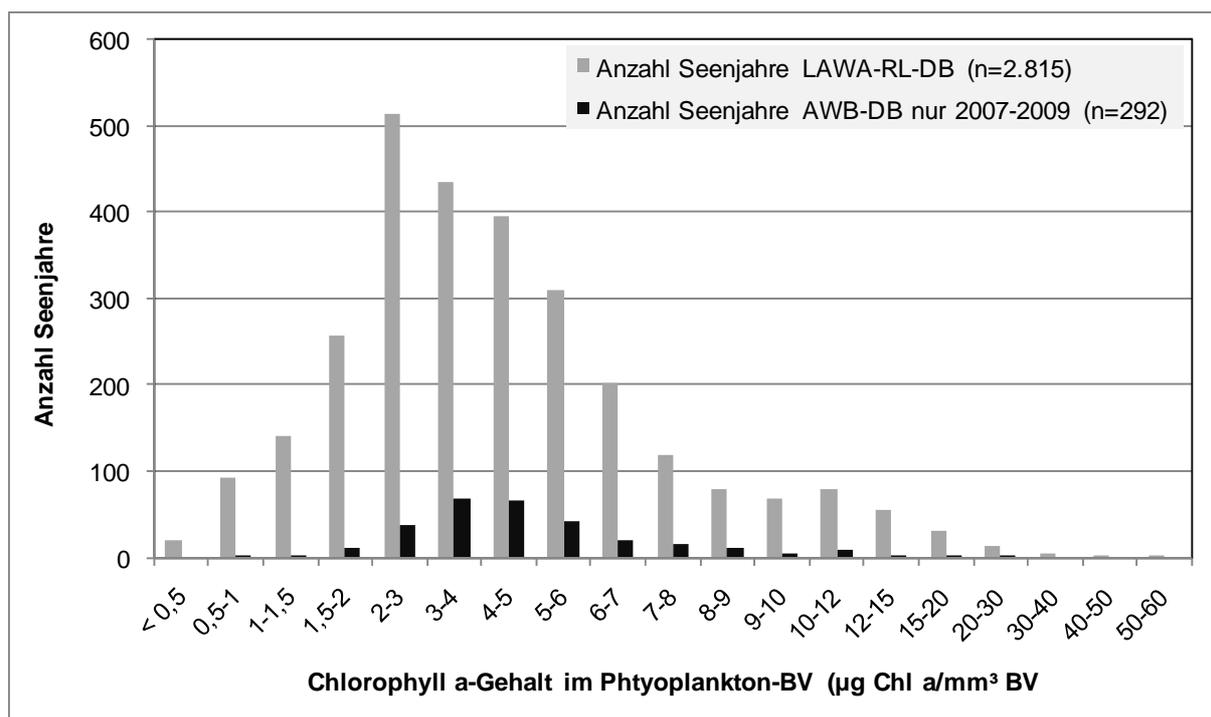


Abbildung 22: Chlorophyll a-Gehalte im Phytoplanktonbiovolumen (Datengrundlage Verhältnis der Saisonmittelwerte, n=2.815) im Datensatz im Vergleich zu den Gehalten im AWB-HMWB-Datensatz (Auswahl der Jahre 2007-2009 aufgrund guter Datenqualität, da bereits relativ hohes Maß an Standardisierung in Probenahme und Labor).

Die Ursache für die hohe Variabilität im Chl a-Gehalt pro Biovolumen kann in fehlerhaften sowohl Chl a- als auch Biovolumenbestimmungen liegen. Eine stichprobenhafte Prüfung von zu hohen Chl a-Gehalten – also zu hohe Chl a-Werte oder zu geringe Biovolumina - bestätigt diese Annahme. In einigen Fällen wurden unplausible Chl a-Messungen gefunden, z.B. viel zu hohe Chl a-Werte im



Klarwasserstadium, welches durch die Sichttiefenmessung erkennbar ist. In anderen Fällen sind die Chl a-Messungen mit den Parametern Sichttiefe und Chlorophyll a sehr stimmig und die ermittelten Gesamtbiovolumina fallen deutlich zu gering aus.

Im Vergleich mit den oben genannten Literaturdaten und einem Datenauszug aus dem AWB-HMWB Datensatz (s. Abbildung 22, nur jüngere Jahre von 2007 bis 2009), dessen Qualität durch die Verbesserungen in Methodenstandards für Probenahme und Laborarbeit als relativ hoch angenommen wird, werden Chl a-Gehalte unter 1,5 und über 9 als unplausibel angesehen und für die weitere Bearbeitung des BV-Index als Ausreißer ausgeschlossen. Der zugrunde liegende Datensatz verkleinert sich dann von 2.815 auf 2.308 Seenjahre. Zum Vergleich wurde jedoch der "volle" Datensatz auch einer Regressionsanalyse unterzogen (s. unten).

3.9.2 Regression zwischen Chlorophyll a und Biovolumen

Die Regressionsanalysen in Abbildung 23 zeigen, dass sich aus den beiden Biomassekenngrößen trotz der oben andiskutierten Fehleranfälligkeit gute Regressionen ableiten lassen. Die potenzielle Kurvenanpassung besitzt in beiden Fällen ein deutlich höheres Bestimmtheitsmaß als die lineare Anpassung (0,14 und 0,3 Einheiten höher). Sowohl an den Formeln der Regressionsgleichungen als auch an den errechneten BV-Grenzwerten der Trophieklassen (Tabelle 10) wird sichtbar, dass mit der Bereinigung des Datensatzes und Verringerung der Streuung zwar ein höherer Regressionskoeffizient erreicht wird – R^2 von 0,88 gegenüber 0,75 – die Beziehung zwischen den Kenngrößen jedoch sehr ähnlich ermittelt wird. Die BV-Grenzen sind ebenfalls nahezu identisch (s. Tabelle 10), so dass das Eliminieren der Ausreißer keine Verschiebung der Verhältnisse verursachte.

Tabelle 10: Berechnung der Klassengrenzen des Gesamtbiovolumens (Saisonmittel) aus den Chl a-Grenzwerten (Saisonmittel) aus LAWA (1999) sowie entsprechende Bezeichnung des Trophiestatus. (HG-Grenze Typ 4= high/good-Grenze des Seetyps 4). Zum Vergleich wurde die "alte" Anpassung aus Mischke et al. (2009a) mitgeführt, welche mit dem Chl a-Sommermittel hergeleitet wurde.

aus LAWA (1999)			Anpassung Mischke et al. (2009) (nur WRRL-Seen-Datensatz n=668)	neue Anpassung mit Datensatz ohne Ausreißer (n=2.308)	neue Anpassung mit gesamtem Datensatz (n=2.815)
Trophieklasse	Index-grenzen	Chl a-Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	Gesamtbiovolumen (mm^3/L oder mg Biomasse/L)		
ultraoligotroph	1,0	1,7	0,4	0,4	0,5
HG-Grenze Typ 4	1,25	2,3	0,6	0,6	0,6
oligotroph	1,5	3,0	0,7	0,8	0,8
mesotroph 1	2,0	5,4	1,3	1,4	1,5
mesotroph 2	2,5	9,7	2,2	2,6	2,6
eutroph 1	3,0	17	3,8	4,5	4,6
eutroph 2	3,5	31	6,7	8,3	8,3
polytroph 1	4,0	56	11,8	15,1	14,9
polytroph 2	4,5	100	20,6	27,1	26,4
hypertroph	> 4,5	>100	> 20,6	> 27,1	> 26,4
Regression zwischen BV und Chl a			BV = 0,249 * Chl a $^{\wedge}$ 0,9589	BV = 0,2578 * Chl a $^{\wedge}$ 1,011	BV = 0,2801 * Chl a $^{\wedge}$ 0,987
Bestimmtheitsmaß			$R^2 = 0,76$	$R^2 = 0,88$	$R^2 = 0,75$



Gegenüber der alten Anpassung aus Mischke et al. (2009a), in der noch in Anlehnung an die "alten" LAWA-Richtlinien das Chl a-Sommermittel verwendet wurde und der ein sehr viel kleinerer Datensatz zugrunde lag - beschränkt auf WRRL-relevante Seen i.d.R. > 50 ha - ergab sich eine leichte Verschiebung der Grenzwerte vor allem im poly-/hypertrophen Bereich.

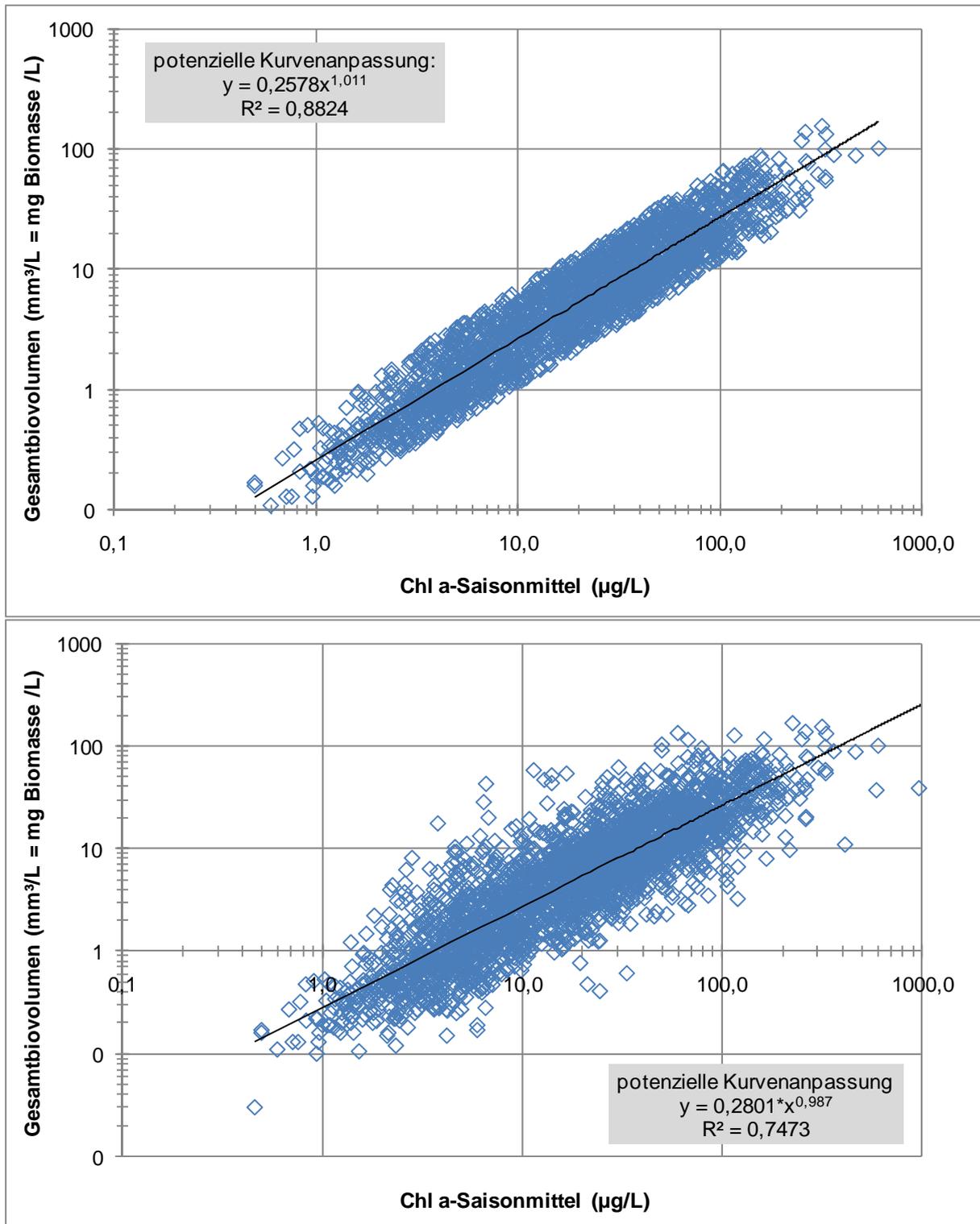


Abbildung 23: Regression zwischen Chla- und BV-Saisonmittelwert mit (unten) und ohne (oben) Ausreißer (Kriterium s. Kap .3.9.1).



3.9.3 Fazit zum Biovolumen-Index, Berechnung und Klassifikationstabelle

Die aktuelle Ableitung der BV-Grenzen auf Basis des bereinigten und sehr großen Datensatzes berücksichtigt eine Vielzahl unterschiedlicher Seen hinsichtlich Größe, Trophie und Gewässerart in guter Verteilung.

Mit dem Biovolumenindex kann in Ergänzung zum LAWA-Index und PTSI (s. Riedmüller et al. 2006) eine Trophieansprache erfolgen. Er ist als Werkzeug anzusehen, mit dem alle Arten von Seen in jeglicher Größe mit einem Saisonmittelwert aus vier Probenahmen (mindestens drei innerhalb in der Saison) trophisch klassifiziert werden können.

Der Trophieindex kann mit der unten stehenden Formel oder anhand der Tabelle 11 (s. Folgeseite) ermittelt werden. Die Zuordnung zur Trophieklasse erfolgt gemäß LAWA (1999) oder der Tabelle 11.

Die Berechnung des Index erfolgt nach der Formel:

$$\text{Biovolumen-Index} = 0,8464 * \ln(\text{Gesamtbiovolumen-Saisonmittel in mm}^3/\text{L}) + 1,7079$$

(Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,88$)



Tabelle 11: Indexzuweisung für den Parameter Biovolumen-Saisonmittelwert.

Datenbasis 2.308 Seen		
Trophiegrad	Trophieindex	Gesamtbiovolumen-Saisonmittelwert (mm ³ /L)
oligotroph	0,5	0,24
	0,6	0,27
	0,7	0,30
	0,8	0,34
	0,9	0,39
	1,0	0,43
	1,1	0,49
	1,2	0,55
	1,3	0,62
	1,4	0,70
mesotroph 1	1,5	0,78
	1,6	0,88
	1,7	1,0
	1,8	1,1
	1,9	1,3
mesotroph 2	2,0	1,4
	2,1	1,6
	2,2	1,8
	2,3	2,0
	2,4	2,3
eutroph 1	2,5	2,6
	2,6	2,9
	2,7	3,2
	2,8	3,6
	2,9	4,1
eutroph 2	3,0	4,6
	3,1	5,2
	3,2	5,8
	3,3	6,6
	3,4	7,4
polytroph 1	3,5	8,3
	3,6	9,4
	3,7	11
	3,8	12
	3,9	13
polytroph 2	4,0	15
	4,1	17
	4,2	19
	4,3	21
	4,4	24
hypertroph	4,5	27
	4,6	30
	4,7	34
	4,8	39
	4,9	43
	5,0	49



3.10 Weiterführung der Tabelle der Hintergrund- und Orientierungswerte für die Kenngröße Gesamtphosphor

Bei der Sitzung des LAWA-Expertenkreis in Pirna im September 2009 wurde besprochen, die für alle Ökoregionen und Seetypen nun vollständigen Gesamtphosphor (TP)-Orientierungswerte zu veröffentlichen. Darüber hinaus wurde vom Expertenkreis gewünscht, auch die Chlorophyll a-Werte in einer ähnlichen Tabelle darzustellen, mit H/G und G/M-Übergangsbereichen. Daneben war im Vorfeld versucht worden, die aus dem Phytoplanktonprojekt kommende Typologie und die trophischen Vorstellungen über die Gesamtphosphorgrenzwerte mit dem PHYLIB-Projekt (WRRL-Bewertung mit den Biokomponenten Makrophyten und Phytobenthos - M&P) abzustimmen.

In Diskussionen mit G. Schranz und J. Schaumburg (LfU Bayern, Entwickler von PHYLIB) ergab sich hinsichtlich des Einbindens von Typologien und Grenzwerten aus Bewertungsverfahren anderer Biokomponenten eine veränderte Position:

Über die Bewertung M&P lassen sich keine Grenzwerte für die Freiwasserparameter wie z.B. den TP ableiten. Kurzbegründung: Makrophyten reagieren örtlich eingeschränkter und insbesondere auf die Sedimentbeschaffenheit. Ähnliches gilt für Phytobenthos nur ohne Sedimentkomponente. Auch hat die Typologie und die Typzusammenfassungen im PHYLIB-Projekt keine wirkliche Relevanz für die Betrachtung der Konzentrationen in der Freiwassersäule. Die Konsequenz dieser Gedankengänge ist, dass die TP-Betrachtung und die Grenzwerte sinnvollerweise ausschließlich im Phytoplanktonprojekt ermittelt werden sollen. Dies bedeutet auch, dass die Typologie- und die Grenzwerttabelle wieder eingeschränkt nur auf die Phytoplankton(sub-)typologie Bezug nimmt.

Des Weiteren wurde versucht, in einer E-Maildiskussion zu klären, ob über die in der EU-WRRL (EU 2000) genannten physikalisch-chemischen Parameter

- Sichttiefe
- Temperaturverhältnisse
- Sauerstoffhaushalt
- Salzgehalt
- Versauerungszustand
- Nährstoffverhältnisse

hinaus auch Hintergrund- und Orientierungswerte für Chlorophyll a genannt sein sollten. Da Chlorophyll a als biotische Größe und als Summen- und Kenngröße der autotrophen Produktion im Freiwasser im Phytoplanktonverfahren bereits enthalten ist, stellt sich die Frage, ob diese Redundanz tatsächlich notwendig ist.

Die Rückmeldungen aus den Bundesländern zu dieser Frage waren bisher einstimmig gegen die nochmalige Bearbeitung von Chlorophyll a-Grenzen bei den physikalisch-chemischen Parametern. Dem ausschließlichen Verwenden der Phytoplanktontypologie zur Ableitung der Phosphat-Orientierungswerte wurde ebenfalls zugestimmt. Nach K. Jenemann (LAWA-Vertreterin Sachsen) bestünde hier eine gewisse Parallelität zu der Herleitung der Orientierungswerte in Fließgewässern.

Ebenfalls zur Diskussion stand die folgende Frage: Bei der Ermittlung der TP-Grenzwerte wurde bisher mit dem Sommermittel gemäß LAWA-Beprobung (1999) umgegangen. Das ist u.a. historisch entstanden, da J. Poltz (ehem. LAWA-Vertreter Niedersachsen) den ersten Vorschlag an der LAWA-Klassifizierung für natürliche Seen angelehnt hatte. Um jedoch eine gewisse Stimmigkeit mit der Phytoplanktonbewertung zu erreichen, die immer mit den Mittelwerten der Vegetationsperiode



rechnet, könnte es sowohl für die H&O-Werte als auch für die zukünftig neue LAWA Trophieklassifikation sinnvoll sein, mit den Kenngrößen die gleiche zeitliche Periode des Jahres zu betrachten.

Beim TP entstünden durch die Umstellung auf den Saisonmittelwert keine größeren Änderungen, da sich nach aktueller statistischer Prüfung kein signifikanter Unterschied zwischen Sommermittel und Saisonmittel finden lässt (T-Test bei gepaarten Stichproben, $n=1.082$). Das Sommermittel ist nur tendenziell geringfügig höher, im Mittel des Gesamtdatensatzes um $0,5 \mu\text{g/L}$.

Für die Kenngröße Chlorophyll a ist die Lage anders: Der Sommermittelwert ist gemäß Statistiktest im bestehenden Datensatz ($n = 1.095$) signifikant höher als das Saisonmittel. Für die weitere LAWA-Trophie-Kenngröße Sichttiefe ist ebenfalls zu erwarten, dass der Sommermittelwert etwas höher als der Saisonmittelwert liegt, zumindest in Seen, in denen die Sichttiefe hauptsächlich trophisch und nicht durch mineralische Trübe oder eine Huminstofffärbung gesteuert wird.

Zur Beantwortung der Frage lagen viele Rückmeldungen aus Bundesländern vor, die im Wesentlichen der Verwendung des Vegetationsmittelwertes den Vorrang gaben. Die Meinungen waren einerseits inhaltlich begründet (Frühjahrsmaximum, spätsommerliche Phytoplanktonblüte, Vergleichbarkeit mit den Parametern der Phytoplanktonbewertung), die verwendete Kenngröße sollte jedoch in erster Linie mit den bestehenden Monitoring-Programmen zu ermitteln sein. Außerdem bestünde derzeit die einmalige Chance die deutschen Trophiebewertungs- und Klassifikationsverfahren hinsichtlich ihrer Kenngrößen und Beprobungs- bzw. Berechnungszeiträume zu harmonisieren.

Frau Wanner (Rheinland-Pfalz) regte an, den Frühjahrs-Vollzirkulations-TP-Wert ebenfalls mit Hintergrund- und Orientierungswerten in die Bewertung mit physikalisch-chemischen Parametern aufzunehmen. Die Datenlage in der bestehenden Datenbank würde eine diesbezügliche Herleitung auf jeden Fall ermöglichen. Eine stichprobenhafte Prüfung im Datensatz (Anzahl der Datenpaare $n = 1.081$, AWB, HMWB und natS) zeigte, dass der Frühjahrswert höchst signifikant vom Sommermittel oder Vegetationsmittel abweicht und eine eigenständige Kenngröße darstellen kann. Im Mittel aller Trophielagen liegt der Zirkulationswert um etwa $13 \mu\text{g/L}$ unterhalb des Sommermittels. Die Eignung des Zirkulationswertes könnte im Zuge der Überarbeitung der LAWA-Richtlinien auch seetyp-spezifisch geprüft werden und die Ergebnisse könnten im Expertenkreis diskutiert werden. Eine schnelle Integration dieser Kenngröße in die jetzige TP-Tabelle würde die Veröffentlichung deutlich verzögern. Es wird deshalb empfohlen, diesen Parameter bei Eignung zu einem späteren Zeitpunkt ggf. mit Bewertungstabellen weiterer physikalisch-chemischer Parameter dem Dokument hinzuzufügen.

In einer italienischen Bearbeitung (Fabio Buzzi, ARPA della Lombardia) wurden z.B. Orientierungswerte für eine ähnliche Kenngröße bereits (im Entwurf) entwickelt, sie betreffen den Wintermittelwert in der Zirkulationsphase geschichteter Seen in Oberitalien.

Zwischenfazit zur weiteren Bearbeitung der Bewertungstabellen für Seen anhand physikalisch-chemischer Parameter:

Der Vorschlag, für Chlorophyll a keine Hintergrund- und Orientierungswerte zu ermitteln und nicht in die Liste der physikalisch-chemischen Parameter aufzunehmen wurde begrüßt. Weiterhin bestand im Wesentlichen Einigkeit darüber, hinsichtlich der trophischen Kenngrößen und deren Berechnungszeiträume eine Harmonisierung zwischen Phytoplankton-Bewertungsverfahren, der zukünftigen LAWA-Trophieklassifikation und den Hintergrund- und Orientierungswerten herzustellen. Es empfiehlt sich der Mittelwert in der Vegetationsperiode von (März)/April bis Oktober/(November). G. Ackermann (LTV Sachsen) äußerte sich sogar dahingehend, dass es



anzustreben sei, dass Bewertungsklassengrenzen des Phytoplanktonverfahrens auf Trophieklassengrenzen (LAWA-Trophieklasse) zu liegen kommen. So könnten hinsichtlich der Zielzustände von Seen eindeutige "Trophieaussagen" formuliert werden. Die Tatsache, dass sowohl Bewertungsverfahren als auch die Trophieklassifizierung auf teilweise ähnlichen Datensätzen basieren, könnte dieses Ziel begünstigen. Allerdings soll die LAWA-Trophieklassifizierung auch für kleinere Seen gültig sein, so dass sich hier Abweichungen ergeben könnten.

Die seit Januar 2010 in Umlauf gegangene Gesamtposphortabelle (s. Anhang II) enthält somit für jeden Phytoplanktonsubtyp einen Übergangsbereich für die sehr gut/gut- und für die gut/mäßig-Grenze, welche sich auf die Kenngröße TP-Mittelwert während der Vegetationsperiode bezieht.



4 Literatur:

Arp W. & G. Maier (2009): Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons schleswig-holsteinischer Seen 2008, Berlin, Oktober 2009: i. A. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Schleswig-Holstein. S. 1-265

Behrendt, H. & Opitz, D. (1996): Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berichte des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. Heft 1: 1-26.

Birk, S., Strackbein, J. & Hering, D., 2010. WISER methods database. Version: May 2010. Available at <http://www.wiser.eu/results/methods-db/>.

Deneke, R. (2008): Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL in Münster. Eigenverlag der DGL.

Deneke R. & G. Maier (2009): LAWA-Projekt-Modul: PhytoLoss Zooplankton-Grazing als zusätzlicher Parameter in der ökologischen Bewertung des Phytoplanktons nach WRRL. Poster auf der Jahrestagung der DGL 2009 in Oldenburg.

DIN EN 15204 (2006): Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik); Deutsche Fassung EN 15204: 2006. In: Deutsches Institut für Normung (DIN): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Beuth Verlag, Berlin.

EU - European Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. PE-CONS 3639/1/00 REV 221(CODEC 327): 1-152

EU-WISER Projekt (2009-2013): Water bodies in Europe – Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery. <http://www.eu-wiser.eu>

EU - European Union (C(2008) 6016): Commission Decision of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise (notified under document number C(2008) 6016). Official Journal of the European Union 51(L332): 20-44

Hoehn, E., Riedmüller, U., Eckert, B., Tworeck, A. & Leßmann, D. (2009): Abschlussbericht zum LAWA-Projekt 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 - Projekt-Nr: O 3.06. S. 1- 99. Stand 2. März 2009.

LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer" (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 74 S..



LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuchverlag, Berlin. 43 S.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 27 S.

Milestone 6 - Berichte des CB Lake (Marcel van den Berg) und Alpine Lake GIG (Wolfram der EG auf der Internet-Interkalibrierungsplattform CIRCA

Mischke (2006): Tätigkeitsbericht zum LAWA-Vorhaben: Expertenunterstützung im europäischen Interkalibrierungsprozess der Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Deutschland zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA-Projekt O 11.06; 8.12.2006.

Mischke (2007): Tätigkeitsbericht zum LAWA-Vorhaben: Expertenunterstützung im europäischen Interkalibrierungsprozess der Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Deutschland zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA-Projekt O 1.07; 12.12.2007.

Mischke, U. (2008): Anleitung zur Verwendung des Bewertungsprogramms „PhytoSee“. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 185-201

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & B. Nixdorf (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 7-115.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & B. Nixdorf (2009a): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA-Projekt-Nr: O 9.08. 06.05.2009; Berlin-Friedrichshagen, 1 – 79.

Mischke, U. & W.-H. Kusber (2009b): Die harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons für Seen und Flüsse in Deutschland. Excel Datei. Liste zur Kodierung des Phytoplanktons für die EG-WRRL und die Anwendung des Auswertungsprogrammes PhytoSee 4.0 mit ausführlichen Anmerkungen. Stand 20.05.2009. Download: <http://www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke>

Mischke, U., Böhmer J. & U. Riedmüller (Mai 2009c): PhytoSee Version 4.0 Auswertungssoftware zur Bewertung von Seen gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie mit Informationen zur Software PhytoSee mit Eingabeformat „Formatvorlage_PhytoSee_Auswertungsprogramm_04_08. Kostenloser Internet Download im Downloadbereich von: <http://igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke>

Mischke, U., B. Nixdorf, U. Riedmüller & E. Hoehn (2009d): Ökologischer Zustand von Tieflandseen nach dem Phyto-See-Index im Vergleich zu ihrer Trophie nach LAWA. Vortrag auf der Jahrestagung der DGL 2009 in Oldenburg.

Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. & M. Bahnwart (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 147-184.

Nixdorf, B., U. Mischke, E. Hoehn, & U. Riedmüller (2005): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-



Wasserrahmenrichtlinie. 18.08.2005, Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), S. 187 und Anhänge mit Probenahmeverfahren.

Nöges, P., Mischke, U., Laugaste, R. & Solimini, A.G. (2010) Analysis of changes over 44 years in the phytoplankton of Lake Võrtsjärv (Estonia): the effect of nutrients, climate and the investigator on phytoplankton-based water quality indices. *Hydrobiologia*, 646, 33-48.

OECD – Organization for Economic Cooperation and development (1982): *Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control*. Paris, 154 S.

Pasztaleniec, A. & Poniewozik, M (2010): Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, 40 (3): 251-259

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. Stand 12. Januar 2010 . 6 S.

Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. & Mischke, U. (2006): Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Jahrestagung 2005 (Karlsruhe), Werder 2006: 351-355.

Riedmüller, U., Hoehn E. & U. Mischke (2009): Biologische Trophieindikation mit Phytoplankton – Stärken und Schwächen von Indikatortaxa. Vortrag auf der Jahrestagung der DGL 2009 in Oldenburg.

Schmedtje, U., Birk, S., Poikane, S., van De Bund, W. & Bonne, W. (2009): Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Guidance Document No. 14. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): 55 pp.

TGL 27885/01 (1982): Fachbereichsstandard der DDR. Nutzung und Schutz der Gewässer. Stehende Binnengewässer. Berlin. DDR. pp. 1-6.

Wolfram, G., Argillier, C., de Bortoli, J., Buzzi F., Dalmiglio, A., Dokulil M.T., Hoehn E., Marchetto A., Martinez, P.-J., Morabito, G., Reichmann, M., Remec-Rekar, E., Riedmueller, U., Rioury, Schaumburg, J., Schulz, L. and Urbanic, G. 2009. Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes. *Hydrobiologia*, 633, 45-58.



5 Anhänge

- 5.1 Anhang I: Auszug aus dem Entwurf des Kapitel „Probenahme“ im „Leitfaden der Zooplanktonanalyse“ (Deneke & Maier in Vorbereitung)**
- 5.2 Anhang II: Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtposphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 12. Januar 2010 . 6 S. als pdf-Dokument**
- 5.3 Beispiele zur Anwendung der Kenngrößen von PhytoLoss**