



Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall" 2010

Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie

- Modifikationen und Aussagesicherheit
- Anpassung der Trophieklassifikation nach LAWA gemäß aktueller Datenlage

Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10

Anhang zusätzliche Berichte:

Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe.
Stand März 2013.

Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung. Stand Mai 2013.

Leitfaden der Zooplanktonanalyse im Gewässermonitoring (Textauszug: Probenahme).
Stand Mai 2013.

Projektbearbeiter:

Dipl. Biol. Ursula Riedmüller, LBH, Freiburg

Dipl. Biol. Eberhard Hoehn, LBH, Freiburg

Dr. Ute Mischke, IGB Berlin

Dr. Rainer Deneke

apl. Prof. Dr. Gerhard Maier, Büro für Gewässerökologie, Senden

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

Fachliche Begleitung:

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

Stand: Mai 2013

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung und Anlass.....	4
2 Anpassungen des PhytoSee-Bewertungsverfahrens.....	6
2.1 Stand der Phytoplankton-Datenbank für WRRL-relevante deutsche Seen.....	6
2.2 Auswahl von Kalibrationsdatensätze	10
2.3 Trophie-Kenngrößen für die Kalibration und Validierung der Algenklassen-Bewertung – "Stressoren"	11
2.4 Grundlagen des Bewertungsverfahrens und Referenztrophie der Seetypen	13
2.5 Überarbeitung des Biomasse-Metrics für Tieflandseen	16
2.5.1....Anpassung der Chlorophyll a-Grenzen gemäß dem Trophie-Index	16
2.5.2....Anpassung des Parameters Gesamtbiovolumen an die adaptierte Chlorophyll a- Bewertung	18
2.5.3....Rückmeldungen der Bundesländer zur PhytoSee 5.0-Testversion	20
2.5.4....Validierung des überarbeiteten Biomasse-Metrics für Tieflandseen	22
2.6 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für geschichtete Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung	25
2.6.1....Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)	25
2.6.2....Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration..	29
2.6.3....Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen	32
2.6.4....Korrelation zwischen Algenklassen-Index und Stressor-Kenngrößen	34
2.6.5....Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für geschichtete Tieflandseen	36
2.7 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für polymiktische Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung	39
2.7.1....Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)	39
2.7.2....Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration..	44
2.7.3....Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen	48
2.7.4....Korrelation zwischen Algenklassen-Vorkommen und Stressor-Kenngrößen	50
2.7.5....Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für polymiktische Tieflandseen	51
2.8 Konsistenz der Einzelmetrics des PSI und Veränderungen zur Version PhytoSee 4.0	54
2.9 Neue Gewichtung der Einzel-Metrics im Tieflandmodul	56
2.10 Auswirkungen der Überarbeitungen auf den PSI der Tieflandseen	57
2.11 Überarbeitung des Bewertungstools PhytoSee 4.0	59
2.11.1 .Überarbeitung der DV-Übersetzungsliste im Auswertetool PhytoSee	59

3 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen	61
3.1 Historie, Ziele, Datenstand und Vorarbeiten	61
3.1.1....Arbeitsstand, Zielsetzung und Bildung von Seegruppen für die Klassifizierung	61
3.1.2....Datengrundlage	63
3.1.3....Eignung der Kenngröße Gesamtphosphor im Frühjahr bzw. zur Vollzirkulation	65
3.2 Ergebnisse der Anpassungsarbeiten	68
3.2.1....Vorgehensweise und ermittelte Index-Berechnungsformeln	68
3.2.2....Neue Klassengrenzen für die Trophieparameter Gesamtphosphor und Sichttiefe	69
3.2.3....Vergleich der alten mit den neuen Trophie-Klassengrenzen – Übersichtstabellen	72
3.2.4....Vergleich der alten mit den neuen Klassifizierungsfunktionen - Abbildungen	75
3.2.5....Konsistenz der Einzel-Indices – "alt versus neu"	83
3.2.6....Gewichtung der Einzel-Indices im angepassten Trophie-Index	86
3.2.7....Vergleich der Gesamt-Indices – "alt versus neu"	87
3.2.8...."Außenseiterseen" und Grenzen für die Trophieklassifizierung	90
4 Europäische Interkalibrierung für die Biokomponente Phytoplankton – Fortführung der Arbeiten im Jahr 2010	94
4.1 Einleitung	94
4.2 Arbeiten im CB GIG im Jahr 2010	94
4.2.1....Übersicht über Ziel und Strategie der Arbeiten in der Central Baltic GIG	96
4.2.2....CB GIG Sitzungen und Beschlüsse	97
4.2.3....Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Rotterdam am 26. März 2010	97
4.2.4....Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Norwich vom 25. – 26. Oktober 2010	97
4.3 Arbeiten im Alpinen GIG im Jahr 2010	100
5 Die Bewertung unterstützende allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	103
5.1 Einführung	103
5.2 Überprüfung der bisherigen H&O- Gesamtphosphorwerte sowie Korrekturbedarf	104
5.2.1....Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen	106
5.2.2....Geschichtete Alpenseen	107
5.2.3....Geschichtete Mittelgebirgsseen	108
5.2.4....Polymiktische Mittelgebirgsseen	110
5.2.5....Geschichtete Tieflandseen	113
5.2.6....Polymiktische Tieflandseen	116
5.3 Erläuterungen zur Prüfung der TP-H&O-Werte	120
5.4 H&O-Werte für Gesamtphosphor sowie Vergleich mit den TP-Zielwerten des Projekts NITROLIMIT	121
5.5 Ableitung von H&O-Werten für den Parameter Sichttiefe	122
5.5.1....Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen	124

5.5.2....Geschichtete Alpenseen	125
5.5.3....Geschichtete Mittelgebirgsseen	126
5.5.4....Polymiktische Mittelgebirgsseen	128
5.5.5....Geschichtete Tieflandseen	131
5.5.6....Polymiktische Tieflandseen	134
5.6 Erläuterungen zur Ermittlung der Sichttiefen-H&O-Werte	138
5.7 H&O-Werte für die Kenngröße Sichttiefe (ST).....	139
6 Zusammenfassung.....	140
7 Verwendete Abkürzungen und Glossar	143
8 Literatur	146
9 Anhang	148
9.1 Trophieklassifizierung – Index-Zuweisung für die Parameter in Tabellen.....	148
9.2 Zusätzliche Berichte.....	154

1 Einführung und Anlass

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000), welche bereits im Jahr 2003 im WHG Eingang gefunden hat, ist die Erreichung des "guten" ökologischen Zustandes oder Potentials aller Oberflächengewässer. Hierbei sind nicht nur natürliche sondern auch künstliche und erheblich veränderte Gewässer zu berücksichtigen.

Für die Bewertung von Seen insbesondere des Freiwasserlebensraums stellt das Phytoplankton als Trophie-anzeigende Organismengruppe eine der wichtigsten biologischen Qualitätskomponenten dar (u.a. LAWA-Expertenkreis Seen 2012).

In vergangenen LAWA-Projekten von 2003 bis 2011 wurde das PhytoSee-Bewertungsverfahren (PSI = PhytoSee-Index) für die Biokomponente Phytoplankton entwickelt (NIXDORF *et al.* 2006) und weiter verbessert (MISCHKE *et al.* 2008, 2009a und 2010) sowie für natürliche Mittelgebirgsseen, künstliche und erheblich veränderte Seen (sog. KEV-Seen) und Sondertypen natürlicher Seen - z.B. Altarme, Totwasser und Erdfallseen – erweitert (HOEHN *et al.* 2009) und in einem Praxistest validiert (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). In MISCHKE *et al.* (2010) konnte erstmals eine mögliche Einbeziehung von Zooplanktonbefunden im Entwurf vorgestellt werden. Mit den Zooplankton-Indices des PhytoLoss-Moduls und deren Aussagen über Fraßdruck und Nahrungsketteneffekte soll die Phytoplankton-Bewertung abgesichert und im ökologischen Kontext besser interpretierbar sein. Der diesbezügliche Berichtsteil ist als eigenständiges Schriftwerk im Anhang enthalten.

Des Weiteren wurden die Jahr 2010 erstmals vorgestellten Hintergrund- und Orientierungswerte für den Parameter Gesamtposphor im Saisonmittel (März/April bis Oktober/November) überarbeitet um die Grenzwerte für die Trophiekenngröße Secchi-Sichttiefe erweitert. Die Herleitungen der Grenzwerte bzw. Grenzbereiche sind im vorliegenden Berichtsteil in Kap. 5 enthalten. Ein zusammenfassender eigenständiger Kurzbericht mit Grenzwerten und Erläuterungen ist in den Anhängen enthalten.

Das hier berichtete Projekt beinhaltet hinsichtlich Modifikationen des PSI-Verfahrens folgende Arbeitsaufgaben:

- Zusammenführen der beiden Seen-Datenbanken für natürliche Seen von MISCHKE *et al.* (2010) und für KEV-Seen von RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) zu einer vereinigten Seen-Datenbank, Plausibilisierung der Datensätze, Kennzeichnen von belastbaren Jahrgängen und Parametern, Auswahl von Kalibrations-Datensätzen zur Weiterentwicklung und Validierung des Bewertungsverfahrens.
- Anpassung des Biomasse-Metrics für Tieflandseen, Prüfung der Überarbeitung im Gesamtdatensatz, d.h. unter Einbeziehung der Verhältnisse in KEV-Seen.
- Anpassung des Algenklassen-Metrics für Tieflandseen, Prüfung der gemeinsamen Behandlung von natürlichen und KEV-Seen.
- Weiterentwicklung des PhytoLoss-Moduls und dessen Indices zur Absicherung der Phytoplankton-Bewertung.

Weitere Aufgaben zu Trophieklassifizierung:

Vor Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden in Deutschland Seen aller Größen hinsichtlich ihrer trophischen Belastung mit den sog. LAWA-Richtlinien klassifiziert und ggf. bewertet. Diese als vorläufig verstandenen Richtlinien beinhalten Empfehlungen zur Klassifizierung und Bewertung von natürlichen Seen (LAWA 1999), von Talsperren (LAWA 2001) und Baggerseen (LAWA 2003). Der gemäß dieser Werke ermittelbare Trophie-Index stellt einen auf den Parametern Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtposphor basierenden Trophie-Index dar, der eine Aussage über den Trophiestatus in acht Klassen von oligo- bis hypertroph zulässt. Der Trophie-Index oder

dessen Einzel-Indices wurden für die Kalibration des PSI-Verfahrens verwendet. Während dieser Arbeiten sowie bei der Ableitung der Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor offenbarten sich einige Unstimmigkeiten der LAWA-Trophie-Klassifizierung mit den Beziehungen und Verhältnissen in der stetig anwachsenden Seen-Datenbank für Trophie und Phytoplankton. Im Projekt zur Feinabstimmung des PSI-Verfahrens (MISCHKE *et al.* 2009) wurden erstmals Prüfungen und Betrachtungen angestellt, deren Schlussfolgerungen in eine Empfehlung der Überarbeitung der LAWA-Indices mündeten. Die Fragestellung wurde in den darauffolgenden Projekten mitgeführt, da noch kein eigenes Arbeitskontingent veranschlagt war. Zunächst fand eine Datensammlung statt, welche sich v.a. auf Trophiedaten von Nicht-WRRL-Seen bezog (MISCHKE *et al.* 2010). Des Weiteren wurden zahlreiche Prüfungen durchgeführt, etwa zur Eignung von Kenngrößen (z.B. Sommermittel versus Saisonmittelwert) sowie zu trophisch gleich zu behandelnden Seegruppen (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). Für die Parameter Gesamtphosphor-Saisonmittel und Frühjahrs-/Zirkulationswert wurden Entwürfe für Anpassungen der Klassifikationsformeln vorgestellt. Im vorliegenden Projekt sind nun erstmals eigene Arbeitsblöcke und Kontingente vorgesehen, in denen für die Anpassung der Trophie-Klassifikation ein Abschluss erarbeitet werden kann. Neben der Entwicklung aller Teil-Indices (Kalibration, Validierungsläufe und weitere Anpassungen) sind die Erstellung eines Access-Berechnungstools und eines separaten Handbuchs beauftragt.

Für die Feinkalibration des PSI-Verfahrens in den bisherigen Projekten wurden als Interimslösung die schon in hohem Maße stimmigen Zwischenergebnisse der Indices, insbesondere der Teilindex TP-Saisonmittel und Biovolumen-Index, verwendet (s. RIEDMÜLLER & HOEHN 2011).

Die Arbeitsaufgabe zur Verschneidung der Ergebnisse der Phytoplanktonbewertung mit den Phytobenthos & Makrophyten- sowie Makrozoobenthos-Bewertungen und die Ermittlung von Gesetzmäßigkeiten und Unterschieden konnte aus logistischen und zeitlichen Gründen nicht durchgeführt werden (Begründung s. Zusammenfassung Kap. 6).

Im vorliegenden Text werden verschiedene Abkürzungen verwendet (Erläuterungen und weitere Abkürzungen im Glossar Kap. 7). Die wichtigsten sind:

- für die **Gewässerarten**

natS = natürliche Seen
BS = Baggerseen
TBS = Tagebauseen
TS = Talsperren

AK = Phytoplankton-Algenklassen

BM = Biomasse (-Metric oder -Index)

BV = Phytoplankton-Biovolumen

PP = Phytoplankton

PSI = PhytoSee-Index

H&O-Werte = Hintergrund- und Orientierungswerte

- für die **Schichtungstypen**

poly = polymiktisch
gesch = geschichtet

KEV-Seen = künstliche und erheblich veränderte Seen

- für die **Ökoregionen**

AVA =Alpen (A) und Voralpen (VA)
MG =Mittelgebirge
TL =Norddeutsches Tiefland

2 Anpassungen des PhytoSee-Bewertungsverfahrens

2.1 Stand der Phytoplankton-Datenbank für WRRL-relevante deutsche Seen

Kernaufgabe der Datenbankarbeiten im berichteten Projekt war die Zusammenführung der beiden Seen-Datenbanken

1. von **RIEDMÜLLER & Hoehn (2011) (LAWA-Projekt O 7.08)** für

- künstliche Gewässer: Torf-, Kies- und Baggerseen, Teiche/Fischteiche, künstliche Speicherseen, Hochwasserrückhaltespeicher, pH-neutrale Tagebauseen (pH-Wert > 6),
- erheblich veränderte Gewässer wie Talsperren (→ HMWB Fließgewässer), nachträglich ausgedickte Altarme bzw. Altwasser (→ HMWB Seen) mit und ohne Anbindung an Fließgewässer,
- natürliche Mittelgebirgsseen sowie natürlich entstandene Altarme u.a. von Rhein, Weser und Elbe

und 2. von **MISCHKE et al. (2010) (LAWA-Projekt O 9.09)** für

- natürlich entstandene Seen der Ökoregionen Alpen, Voralpen und norddeutsches Tiefland.

Des Weiteren wurden Daten von sauren Seen mitgeführt, die mit dem PhytoSee-Verfahren nicht bewertbar sind, für die jedoch von **LEBMAN & NIXDORF (2009)** ein Bewertungsansatz erarbeitet wurde, welcher in Kürze im Access-Auswertetool als Erweiterung mitgeführt werden soll.

In die vier Grundtabellen für Stammdaten, Proben-Begleitdaten, Biobefunde und Jahreswerte (s. Abb. 1) wurden alle Bestands- sowie Neudaten eingepflegt. Neudaten konnten u.a. mit Datenvereinbarung aus dem interdisziplinären Projekt NITROLIMIT (BMBF Verbundforschungsprojekt) übernommen werden.

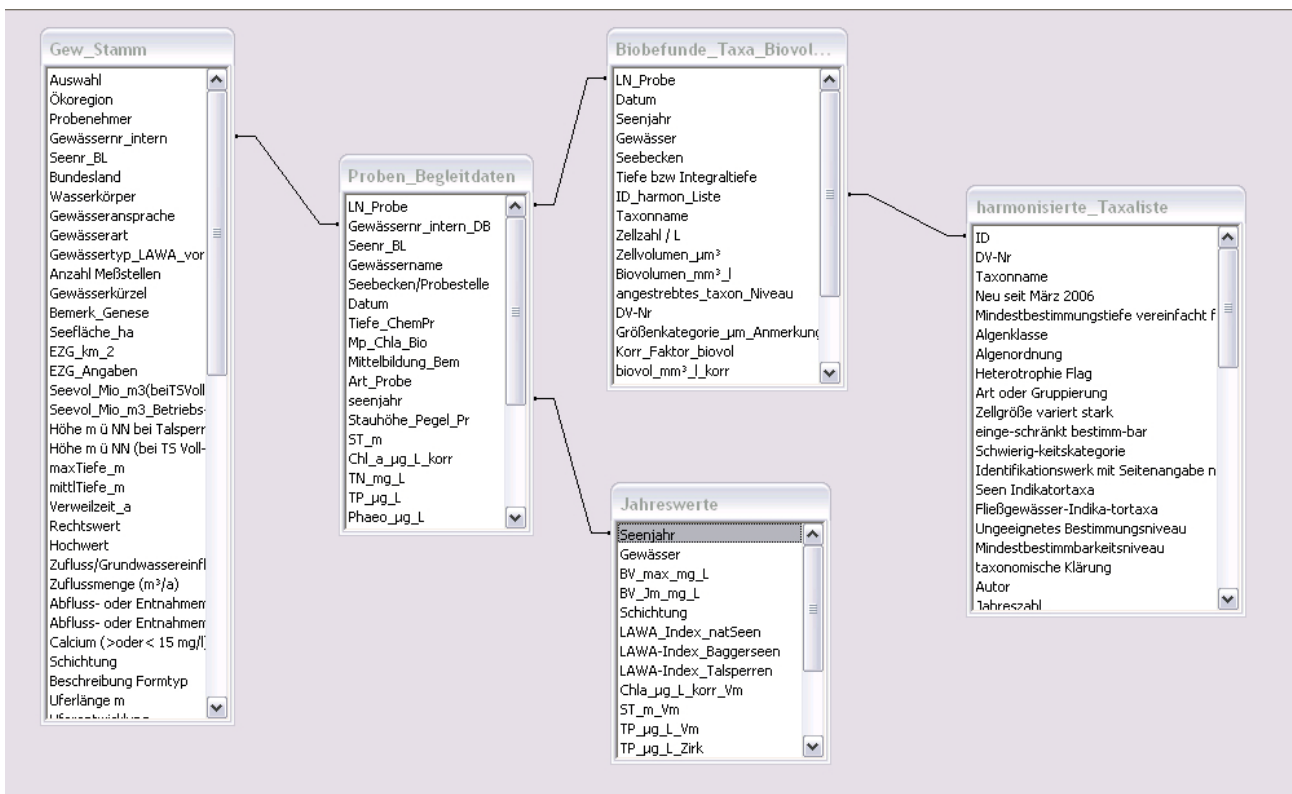


Abb. 1: Struktur und Auszüge des Inhalts der Datenbank künstlicher Seen und Mittelgebirgsseen.

Stand der vereinigten Phytoplankton-Seen-Datenbank (Oktober 2012):

- rund 1.150 Seen (Tabelle Gew_Stamm in Abb. 1)
- rund 2.900 Jahrgänge (Tabelle Jahreswerte in Abb. 1)
- rund 24.400 Phytoplankton-Proben (Tabelle Proben_Begleitdaten in Abb. 1),
- rund 531.000 Befunde (Tabelle Biobefunde_Taxa_Biovol in Abb. 1)

Einen Schwerpunkt besitzt die Datenbank bei den natürlichen Seen (1.869 Jahrgänge) (s. Abb. 2), welche zu 73% aus der Ökoregion norddeutsches Tiefland, zu 25% aus den Alpen und Voralpen und zu 2% aus den Mittelgebirgen stammen.

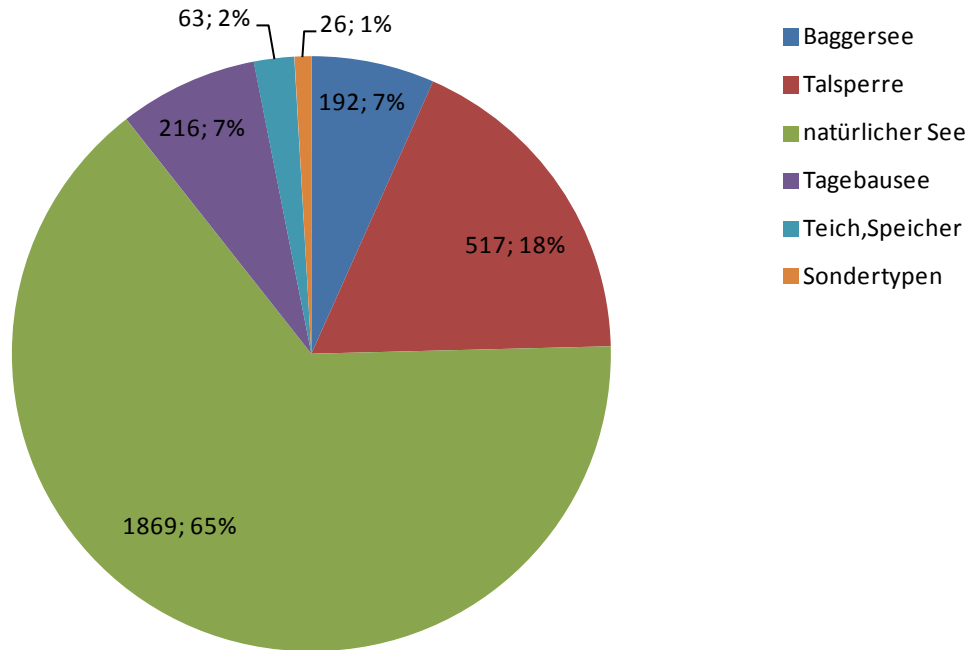


Abb. 2: Verteilung der im Datensatz enthaltenen 2.883 Jahrgänge auf die Gewässerarten. (Anzahl Jahrgänge und %).

Nahezu alle Bundesländer beproben ihre Seen seit einigen Jahren nach dem von NIXDORF *et al.* (2008) für natürliche Seen vorgeschlagenen Probenahme-Prozedere. Für die biologischen Proben (Phytoplankton und Chlorophyll *a*) soll in der Regel die euphotische Tiefe (2,5fache Secchi-Sichttiefe) erfasst werden. Für die chemischen Parameter gilt in vielen Fällen ebenfalls die euphotische Zone als geeignete Wasserlamelle. Wenn die euphotische Zone allerdings bis in das anoxische Hypolimnion hineinreicht, sollte insbesondere die Gesamtphosphor-Analytik aus dem Epilimnion stammen. Optimal für die Weiterverwendung der Daten ist die Erfassung und Analytik von Mischproben, welche durch das Vermengen von eng gefassten Stufenproben oder mit einem Integralschöpfer hergestellt werden. Aktuelle Beschreibung der Methodik in NIXDORF *et al.* (2010).

Oft liegen die TP-Werte von Stufenproben vor. Hier werden die "Summenproben" rechnerisch erstellt durch eine tiefengewichtete Mittelwertbildung für das Epilimnion. Zur Ermittlung der Epilimniontiefe wurden Temperatur- und Sauerstofftiefenprofile berücksichtigt, falls diese mitgeliefert wurden. Falls keine Tiefenprofile vorlagen, wurden die Einzelwerte für die euphotische Tiefe (2,5fache Sichttiefe) integriert, sofern keine auffälligen Erhöhungen auftraten, welche das Metalimnion und einen veränderten Chemismus (z.B. Sauerstoffzehrung, P-Rücklösung) kennzeichnen.

Einige Bundesländer besitzen lange Datenreihen von epilimnischen Mischproben des Phytoplanktons. Nach Einführung der Empfehlung zur Beprobung bis zur euphotischen Tiefe wurde z.T. zur besseren Vergleichbarkeit mit den Altdaten separate Epilimnionproben und im Falle einer tieferen

euphotischen Zone eine zusätzliche Metalimnionprobe entnommen. Diese waren dann auch in der Regel separat analysiert worden. Die Berechnung der "biologischen Mischprobe" für die euphotische Tiefe erfolgte zur Berücksichtigung von Null-Befunden hier über die Erstellung einer (Pivot)-Kreuztabelle und eine anschließende tiefengewichtete Mittelwertbildung.

Teilweise werden insbesondere tiefe oligotrophe Seen schon seit Jahren mit einer Mischprobe von konstant 0-20 m Tiefe untersucht. Sofern die Sichttiefen immer zwischen rund 7 und 12 m liegen, ist dies eine Alternative, welche in der Bewertung nicht zu Verzerrungen führt. Sind die Sichttiefen jedoch langfristig deutlich geringer, so werden die Phytoplanktondichten und Chlorophyll-Gehalte durch die Mittelung (Verdünnung) mit der trophisch nicht aktiven Schicht unterschätzt und die Bewertung fällt entsprechend zu gut aus. Ein ähnlicher Fehler kann bei Beprobung lediglich des Epilimnions und sehr kurzen Sichttiefen auftreten. Bei der Betrachtung von TP-Biomasse-Korrelationen müssen diese Probenahme-Varianten als "Fehlerursache" mit bedacht werden.

Durch die Vereinheitlichung von Probenahme-Verfahren sowie der taxonomischen Auswertung – Vorstellung der ersten Version der harmonisierten Phytoplankton-Taxaliste mit NIXDORF *et al.* (2005) als Richtschnur – stehen in der Datenbank seither in der Regel verlässliche Daten mit ausreichend Probeterminen (meist 6) pro Jahrgang zur Verfügung. Der Anteil "neuerer" Jahrgänge (→ ab 2005) beträgt 56% (s. Abb. 3).

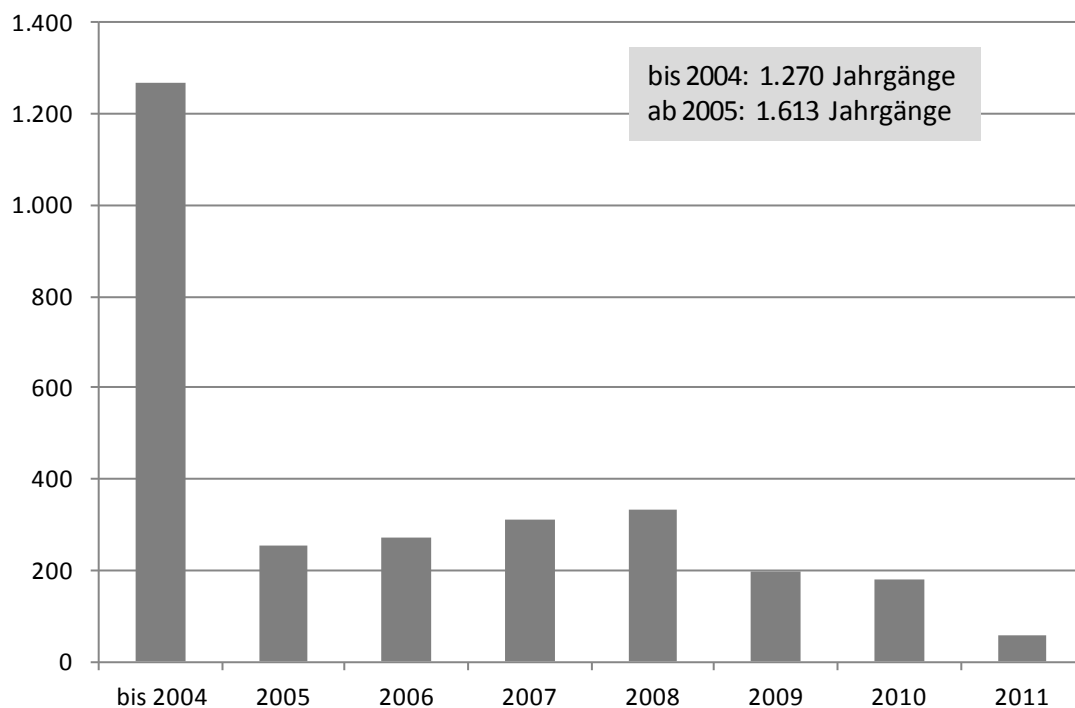


Abb. 3: Verteilung der im Datensatz enthaltenen 2.883 Jahrgänge auf die Untersuchungsjahre.

Für die Seetyp-spezifischen Auswertungen ist die Anzahl der repräsentierenden Seen relevant. Hierbei zeigen sich gemäß Abb. 4 für einige Seetypen immer noch geringe Fallzahlen wie z.B. für die Untertypen des Mittelgebirgstyps 6, den polymiktischen Alpen- und Voralpensee oder die k-Typen im Tiefland ("k" = Suffix für die KEV-Seen). Der Problematik wurde in den Auswertungen z.T. durch Zusammenlegen der Seetypen entgegen gewirkt, so z.B. mit den See-Gruppen "polymiktische KEV-Seen im Tiefland" oder "geschichtete Calcium-reiche Seen im Mittelgebirge". Die Seen der Subtypen unterschieden sich hinsichtlich ihrer Biozönosen oftmals nicht wesentlich, sondern weisen lediglich eine andere Referentrophie auf. Die biozönotischen Fragestellungen können unabhängig von der Lage der Referentrophie mit ausreichenden Fallzahlen durchgeführt werden. Die Berücksichtigung der Referentrophie in der Bewertung erfolgt dann in einem späteren

Schritt.

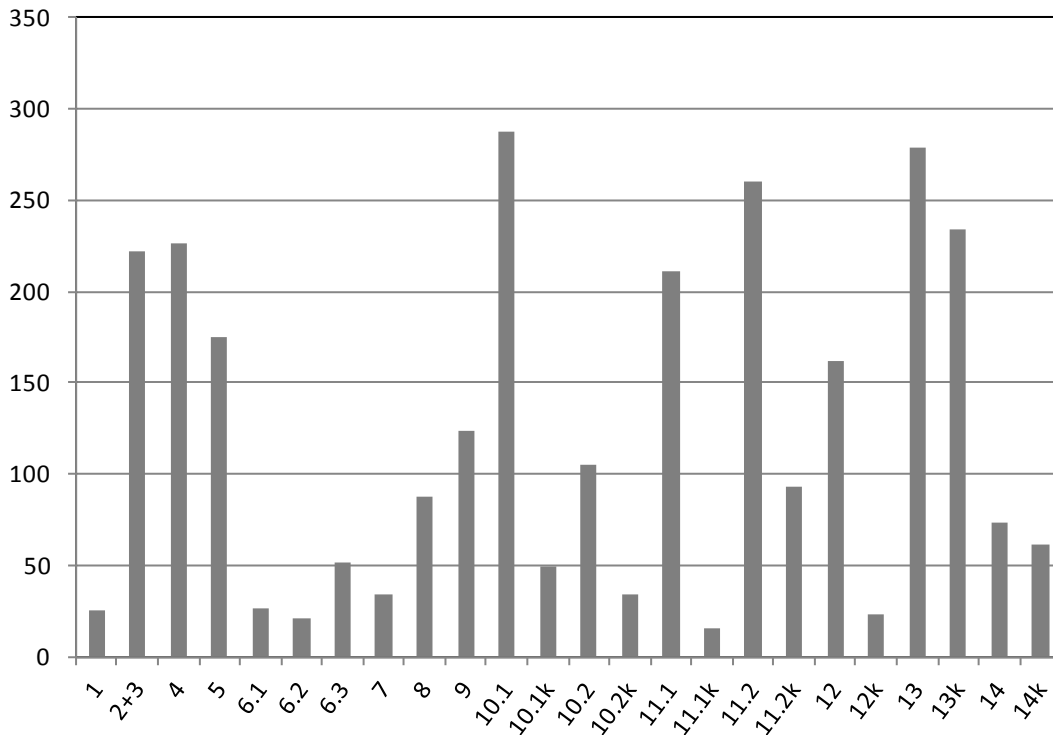


Abb. 4: Verteilung der 2.883 Jahrgänge auf die Phytoplankton-Seetypen.

Zur Frage, ob die Datensätze der aktuellen Datenbank alle Trophiebereiche abdecken, wurde das Kriterium Chlorophyll a und Phytoplankton-Biovolumen im Saisonmittel herangezogen und gemäß LAWA (1999) und MISCHKE *et al.* (2010) (Biovolumen-Index) in Trophieklassen überführt. Aus beiden Trophie-Indices wurde ein Mittelwert gebildet, der als PP-Biomasse-Index bezeichnet wird (s. auch Glossar in Kap. 7).

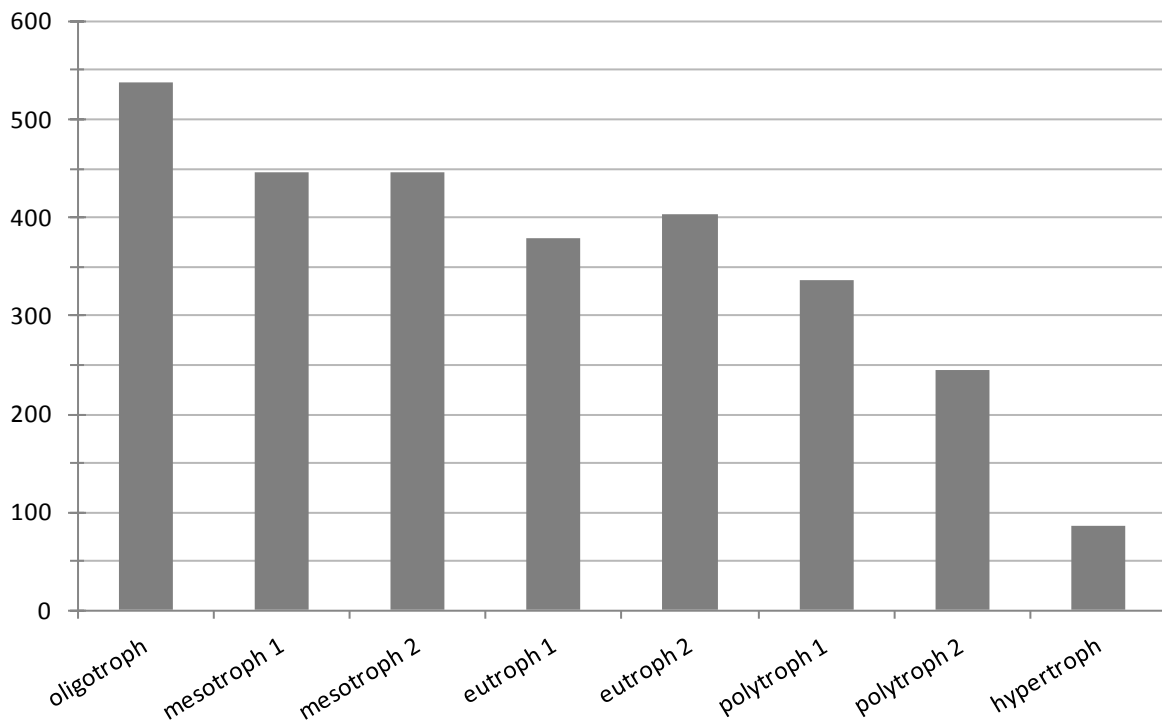


Abb. 5: Verteilung der 2.883 Jahrgänge auf die LAWA-Trophieklassen.

Die Abb. 5 zeigt, dass die Trophieklassen oligo- bis polytroph 1 im Datensatz gut mit Seen repräsentiert sind. Lediglich die hoch eutrophen Seen in den Trophieklassen polytroph 2 und hypertroph sind etwas schlechter im Datensatz vertreten.

2.2 Auswahl von Kalibrationsdatensätze

Von den rund 2.900 zur Verfügung stehenden Jahrgängen stammen rund 56% aus den Jahren ab 2005. Für die neueren Jahrgänge wird angenommen, dass für die Erhebung einheitliche Probenahme-Verfahren durchgeführt wurden und eine zuverlässige Taxonomie vorliegt. In manchen Fällen fehlen einzelne Parameter der relevanten Kenngrößen Gesamtphosphor, Chlorophyll a oder Sichttiefe oder die ermittelten Werte sind unplausibel. Die entsprechenden Parameter oder Jahrgänge werden nicht zur Weiterentwicklung des Verfahrens verwendet.

Aus dem Datenpool der rund 2.900 Jahrgänge wurden für die Anpassung des PSI-Verfahrens rund 1.400 Kalibrationsdatensätze/Jahrgänge nach den folgenden Kriterien ausgewählt:

- Nur Seen mit pH-Werten über 5,5-6,0.
- Maximal zwei Seenjahre eines Wasserkörpers werden berücksichtigt (jeweils die jüngsten), falls Langzeitdatenreihen vorliegen, in denen ein Wechsel des Trophiestatus stattfand, maximal drei Seenjahre.
- Begleitparameter und Kalibrationskenngröße Gesamtphosphor sind vorhanden und plausibel sowie Chlorophyll a- und Sichttiefenmessungen nur in wenigen Fällen fehlend.
- Mindestens drei Saisontermine zwischen April und Oktober im Jahresgang vorhanden (in Ausnahmefällen werden März- oder Novembertermine mit einbezogen).
- Gültige PSI-Bewertung bei Anwendung des bisherigen Verfahrens, d.h. ausreichend viele indikative Taxa erfasst.
- Für die zu bewertende Seegruppe typische Seenjahre; Ausschluss von Außenseiterseen wie z.B. schnell durchflossene Talsperren mit sehr geringer Biomasseausprägung, stark durch Huminstoffe geprägte Seen, Marschseen, an größere Flüsse und Ströme angebundene Baggerseen und Altarme, die periodisch geringe Verweilzeiten aufweisen oder Baggerseen mit Kiesabbau, welche durch verminderte Sichttiefen und eine geringere Produktivität auffallen.

Die Auswahl soll einerseits die Datenqualität sichern und andererseits verhindern, dass Langzeitreihen mancher Seen das taxonomische Bild und die Produktivitäts-Charakteristika zu stark dominieren.

2.3 Trophie-Kenngrößen für die Kalibration und Validierung der Algenklassen-Bewertung – "Stressoren"

Zur Validierung und für die Anpassungen der Bewertungsmetrics wurden folgende Trophie-Kenngrößen verwendet:

- **Gesamtposphor-Index (TP-Index):** Teil-Kenngröße der Trophie-Klassifizierung → log-transformierte Saisonmittelwerte der TP-Konzentrationen (seegruppenspezifische Anpassungen gemäß RIEDMÜLLER & HOEHN 2011, Vorversion).
- **Chlorophyll a-Index (Chla-Index):** Teil-Kenngröße der LAWA-Trophie-Klassifizierung aus u.a. LAWA (1999).
- **Biovolumen-Index (BV-Index):** log-transformierte Saisonmittelwerte des Phytoplankton-Gesamtbiovolumens, angepasst an die LAWA-Chl a-Klassifizierung gemäß LAWA (1999) aus MISCHKE *et al.* (2010).
- **"Biomasse-Index" (BM-Index):** arithmetischer Mittelwert aus BV-Index und dem Chlorophyll a-Index.
- **TP-BM-Index:** arithmetischer Mittelwert aus TP- und "Biomasse-Index", Kenngröße für den Stressor Trophie.

Die genannten Indices stellen Kenngrößen zur **Trophieklassifizierung** dar und werden je nach zu prüfenden "Bewertungsmetric" unterschiedlich eingesetzt (s. Tabelle 2), insbesondere in Hinsicht auf eine Vermeidung von Zirkelschlüssen. D.h. sowohl der Biomasse- als auch der "TP-BM-Index" wurden weder zur Kalibration noch zu Validierung des Biomasse-Metrics eingesetzt. Dagegen wurde der "TP-BM-Index" bei der Kalibration des Algenklassen-Metrics verwendet. Dies war sinnvoll, da die Phosphoranalytik in einigen Jahrgängen als nicht vollkommen verlässlich angesehen werden kann und deshalb eine höhere Streuung besitzt. Darüber hinaus endet bei 100-150 µg TP/L die TP-Limitierung der Phytoplanktonentwicklung und weitere Steuerfaktoren wie u.a. Stickstoff und Licht treten hinzu. In diesem Bereich stellt der TP bzw. der TP-Index keine gute Stressor-Kenngröße mehr dar und die Versuche, das Verhalten der Algenklassen entlang der TP-Konzentrationen oder des TP-Index zu kalibrieren, endeten in nicht plausiblen Bewertungsansätzen.

Fazit: Für die Neu-Kalibration der Algenklassen-Bewertung war es unter Inkaufnahme einer "teilweisen" Autokorrelation zielführend, eine stabilere Kalibrationsgröße –den TP-BM-Index– einzusetzen, welche einerseits durch das Verwenden mehrerer Parameter robuster gegen Messfehler ist und andererseits auch im oberen Belastungsbereich noch eine zuverlässige Korrelation zum "Stressor Trophie" aufweist.

Tabelle 1: Index-Wertebereiche, trophische Zuordnung und Abkürzungen nach LAWA (1999) (mesotropher Status wird abweichend von LAWA nach MISCHKE *et al.* (2008) in zwei Klassen aufgesplittet).

Klassifizierungs-/Trophie-Index (z.B. PTSI, TP-, BV-, Chl a-, TP-BM-Index)	Trophieklasse	Abkürzung
0,5-1,5	oligotroph	oligo
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	meso 1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	meso 2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	eu 1
> 3,0 – 3,5	eutroph 2	eu 2
> 3,5 – 4,0	polytroph 1	poly 1
> 4,0 – 4,5	polytroph 2	poly 2
> 4,5	hypertroph	hyper

Tabelle 2: Einsatz der Belastungs-/Kalibrationskenngrößen bei der AK-Metric-Bearbeitung.

Bewertungsmetric im PhytoSec-Verfahren	Verwendete Belastungskenngrößen – "trophic pressure"		
	Prüfung der bisherigen "alten" Metrics	Kalibration der Metrics	Validierung der überarbeiteten Metrics
Algenklassen-Metric	ÖQ TP-BM-Index	TP-Index, TP-BM-Index	ÖQ TP-Index, ÖQ TP-BM-Index

Um die Ergebnisse der Bewertung-Metrics, welche die seetypspezifische Referenztrophy berücksichtigen, mit den Trophiekenngrößen z.B. TP-Index besser vergleichbar zu machen, können die Klassifikations-Indices in Bewertungsgrößen (ÖQ, Formel s. unten) umgerechnet werden. Dieses Vorgehen erfolgt analog zur Umrechnung des PTSI (s. HOEHN *et al.* 2009) in die Bewertungsgröße "PTSI-Bewertungsmetric". Der PTSI-Jahresmittelwert stellt ebenfalls zunächst einen Trophieklassifikations-Index dar und erst nach Verrechnung mit der Seetyp-spezifischen Referenztrophy gemäß Formel kann dieser als Einzel-Metric im PSI-Bewertungsverfahren verrechnet werden.

Die Formel für die Ökologische Qualität (ÖQ) lautet:

$$\text{ÖQ} = 0,5 + (\text{Klassifikations-Index} - \text{trophischer Referenzwert}^*) \times 2$$

* die aktuellen trophischen Referenzwerte sind der Tabelle 5 zu entnehmen.

Tabelle 3: Einstufung Ökologischen Qualität (ÖQ), wie z.B. PSI und Metric-Ergebnisse, in die Ökologischen Zustandsklassen sowie Farbsignatur.

Bewertungszahl/Ökologische Qualität (ÖQ)	Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) oder ökologisches Potenzial (ÖP)
0,5 – 1,5	1 = sehr gut (H = high)
1,5 – 2,5	2 = gut (G = good)
2,5 – 3,5	3 = mäßig (M = moderate)
3,5 – 4,5	4 = unbefriedigend (P = poor)
4,5 – 5,5	5 = schlecht (B = bad)

2.4 Grundlagen des Bewertungsverfahrens und Referenztrophie der Seetypen

In den Vorgängerprojekten wurden die Typologie (Tabelle 4) und die damit verbundenen Vorstellungen zur Referenztrophie (s. Tabelle 5) erarbeitet und zum Abschluss gebracht.

Tabelle 4: Phytoplankton-Seetypen in Deutschland nach MISCHE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) sowie deren Zugehörigkeit zu den Seetypen nach MATHES *et al.* (2002). Grün = zur Typeinstufung führende Kriterien, rot = Hilfskriterien.

Phytoplankton-Subtyp	Seetyp MATHES	Ökoregion	Calcium Gehalt	Schichtung	VQ-Grenzen (m ² /m ³ → m ⁻¹)	VTQ-Grenzen (m ²)	mittlere Tiefe	mittlere theoretische Wasseraufenthaltszeit
1	1	AVA		poly			≤ 3 m	
2+3	2,3	VA	Ca-reich	gesch	alle VQ		3-15 m	
4	4	A					> 15 m	
5	5/7*	MG	Ca-reich	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m	
7	5/7*				< 1,5	≤ 0,18	> 8 m	
8	8/9*		Ca-arm	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m	
9	8/9*				< 1,5	≤ 0,18	> 8 m	
6.1	6		Ca-reich oder Ca-arm	poly	< 10	≤ 2	> 5 m	0,5-1 a
6.2					10 – 20	2 – 6	2 – 5 m	0,1 – 0,5 a
6.3					> 20	> 6	< 2 m	3-30 d
10.1	10	TL**	Ca-reich	gesch	1,5-15			1-10 a
10.2					> 15			0,1-1 a
13					≤ 1,5			10-100 a
11.1	11			poly	> 1,5			> 30 d
11.2					> 1,5		≤ 3 m	> 30 d
12					> 1,5			3-30 d
14	14					≤ 1,5		

poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, VQ (Volumenquotient) = Einzugsgebiet / Seevolumen, VTQ (Volumen-Tiefen-Quotient) = VQ/mittlere Tiefe, a = Jahr.

* Seetypen 5, 7, 8 und 9 werden gemäß MATHES *et al.* (2002) nach VQ differenziert, RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) differenzieren die MG-PP-Seetypen nach VTQ. Dies führt dazu, dass einige Seen wie z.B. die Aggertalsperre nach MATHES dem Typ 5 nach Phytoplankton jedoch dem Seetyp 7 zugeordnet wird. Ebenso wird der polymiktische Mittelgebirgstyp 6 für die Phytoplankton-Bewertung nach dem Kriterium VTQ in drei Untertypen geteilt.

** KEV-Seen im Tiefland werden im PTSI mit einer separaten Indikatorliste bewertet und bekommen zur Kennzeichnung das Suffix "k" nachgestellt, z.B. 13k für einen Baggersee mit relativ kleinem Einzugsgebiet.

Künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Seen (→ KEV-Seen), wie Talsperren, Bagger- und Tagebauseen, sowie Sondertypen natürlicher Seen (Moorseen, Strandseen) werden für die Bewertung dem ähnlichsten natürlichen Seetyp zugeordnet. Liegen die KEV-Seen im norddeutschen Tiefland erhalten sie für die Bewertung das Suffix "k" für "künstlich", z.B. 10.1k. Für diese "k-Seen" wird in der Bewertung eine von den natürlichen Seen abweichende Indikatorliste verwendet.

Seen, welche in den Niederungen der großen Stromtäler von u.a. Rhein oder Elbe liegen (z.B. zahlreiche Baggerseen sowie Altarme und Altwasser, die als Sondertypen natürlicher Seen gelten) und oft der Ökoregion "Zentrale Mittelgebirge" zugehörig sind, werden in den meisten Fällen

plausibler als Tieflandgewässer bewertet. So ist z.B. ein Baggersee in der Oberrheinebene mit relativ kleinem oder ausschließlich unterirdischem Einzugsgebiet (Grundwasserzustrom) am besten als Seetyp 13k anzusprechen und zu bewerten.

Tabelle 5: Lage der Referenztrophy der deutschen Phytoplankton-Seetypen in der Dimension des Trophie-Index (Einstufung Trophieklassen s. Tabelle 1). Seetypen nach MISCHKE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011). Sortierung in den Ökoregionen nach Lage der Referenztrophy.

Phytoplankton-Subtyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung der ÖQ	trophischer Referenzzustand Obergrenze	sehr gut/ gut H/G-Grenze ÖQ 1,5	gut/ mäßig G/M-Grenze ÖQ 2,5	mäßig/ unbefriedigend M/P-Grenze ÖQ 3,5	unbefriedigend/ schlecht P/B-Grenze ÖQ 4,5
Alpen und Voralpen						
4	0,75	oligo	1,25	1,75	2,25	2,75
2+3	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
1	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
Mittelgebirge						
7 und 9	1,00	oligo	1,50	2,00	2,50	3,00
5 und 8	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
6.1	1,75	meso 2	2,25	2,75	3,25	3,75
6.2	2,00	meso 2	2,50	3,00	3,50	4,00
6.3	2,25	eu 1	2,75	3,25	3,75	4,25
Norddeutsches Tiefland*						
13	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
10.1	1,50	meso 1	2,00	2,50	3,00	3,50
10.2	1,75	meso 2	2,25	2,75	3,25	3,75
14	1,75	meso 2	2,25	2,75	3,25	3,75
11.1	2,00	meso 2	2,50	3,00	3,50	4,00
11.2	2,25	eu 1	2,75	3,25	3,75	4,25
12	2,50	eu 2	3,00	3,50	4,00	4,50

* KEV-Seen (AWB, HMWB) und Sondertypen im Norddeutschen Tiefland erhalten hinter der Seetypnummer das Suffix "k" z. B. 13k.

Tabelle 6: Verankerung der ökologischen Zustandsklassen der PSI-Bewertung im System der LAWA-Trophieklassifikation für die deutschen Phytoplankton-Subtypen, trophischer Referenzwerte und jeweilige H/G-Grenze (Seesubtypen nach MISCHKE *et al.* 2008 und RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). Sortierung nach Lage der Referenztrophie.

LAWA-Trophie-Klassifizierung		Trophie-Bewertung (PhytoSee-Verfahren) Verankerung der ökologischen Zustandsklassen für die PP-Seetypen							
Trophie klassen	Trophie-Index Klassen-Obergrenzen	geschichtete Seen				gesch. u. poly Seen	polymiktische Seen		
		4	7 9	1 2+3 5 8 13	10.1	6.1 10.2 14	6.2 11.1	6.3 11.2	12
oligotroph	0,75								
	1,00								
	1,25	0,5 – 1,5							
	1,50		0,5 – 1,5						
mesotroph 1	1,75	1,5 – 2,5		0,5 – 1,5					
	2,00		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5				
mesotroph 2	2,25	2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5			
	2,50		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5		
eutroph 1	2,75	3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5	
	3,00		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5
eutroph 2	3,25	4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5	
	3,50		4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5
polytroph 1	3,75			4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5	
	4,00				4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5
polytroph 2	4,25					4,5 – 5,5		3,5 – 4,5	
	4,50						4,5 – 5,5		3,5 – 4,5
hypertroph	4,75							4,5 – 5,5	
	5,00								4,5 – 5,5
	5,50								
trophischer Referenzwert		0,75	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50
H/G-Grenze		1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	2,75	3,00

Farbsignatur Ökologische Zustandsklassen s. Tabelle 3.

2.5 Überarbeitung des Biomasse-Metrics für Tieflandseen

In diesem Kapitel wird dargestellt, wie eine Anpassung der Chlorophyll a- Grenzen im Phyto-See-Index gemäß dem LAWA-(Trophie)-Index, der die Definition je Trophiezustand (oligo bis polytroph) mittels Chlorophyll a-Saisonmittel-Werte vorgibt, erfolgte. Dies führte zu einer leichten Herabsenkung der Grenzwerte und somit zu einer etwas strengeren Bewertung für die meisten Tiefland-Seeotypen.

Eine Ausnahme bilden die Flusseen, die nach den bisherigen Referenzzustands-Annahmen nach einer Anpassung viel milder bewertet worden wären, so dass hier eine geänderte Annahme für den Referenzzustand nötig war. Im Fall der Flusseen (Typ 12) wird die Trophie-Annahme für den Referenzzustand um einen Viertel-Trophie-Indexwert strenger als bisher angenommen, um nicht zu hohe Chlorophyll a- Grenzwerte für die gut/mäßig Grenze (das wäre 41 µg/L) zu etablieren.

Bei allen anderen Seeotypen der Tieflandseen werden die bisherigen Annahmen für den Referenzzustand beibehalten. Die weiteren Bewertungsgrenzen für die ökologischen Zustandsklassen (ÖZK) wurden unter der Annahme hergeleitet, dass sich die Zustandsklasse jeweils in einer Schrittweite von 0,5 LAWA-Trophie-Einheiten verschlechtert (siehe Details dazu Tabelle 6 in Kap. 2.4).

Ziel der weiteren Arbeiten war es, die Bewertung der Biomasse-Parameter für Tieflandseen an die veränderte Verankerung der ökologischen Zustandsklassen der PSI-Bewertung im System der neuen LAWA-Trophieklassifikation für die deutschen Phytoplankton-Seeotypen anzupassen.

2.5.1 Anpassung der Chlorophyll a-Grenzen gemäß dem Trophie-Index

Die Vorgehensweise für die Anpassung der Chlorophyll a- Grenzen im PSI ergibt sich direkt aus der Definition für den Trophie-Index: In Anlehnung an die OECD-Studie gilt für alle Seen die gleiche Definition von oligotroph bis polytroph und diese wird entlang einer allgemeingültigen Chlorophyll a-Funktion beschrieben.

Diese Vereinheitlichung ist anders als in dem bisherigen PSI, für den bisher seeotyp-spezifische Chlorophyll a-(Chl_a)-Grenzwerte hergeleitet wurden (s. u.a. MISCHKE *et al.* 2008), die eine leicht unterschiedliche Steigung der Konzentration je LAWA-Trophie-Einheit in den Seeotypen besaß.

Im neuen Trophie-Index wird ebenfalls anders als bisher nicht mehr nur zwischen sommerlich thermisch geschichteten und den polymiktischen Seen unterschieden, sondern den Seen wird ein Seeotyp mit dem ihm zugeordneten trophischen Referenzzustand zugewiesen, was zu einer größeren Differenzierung und damit zu einer besser angepassten Bewertung führt.

Analog zum neuen Trophie-Index wurden nun auch für den PSI die Seeotyp-spezifischen Bewertungsgrenzen für den Chl a Saisonmittelwert und den Chl a-Maximalwert in 0,5 Trophie-Index-Schritten, ausgehend von der jeweiligen Referenztrophy je Seeotyp, hergeleitet.

Die einheitliche Funktion zwischen Chlorophyll a-Konzentration und LAWA-(Trophie)-Index ist:

$$\text{Chl a-Index} = 0,856 * \ln (\text{Chl a-Sais}) + 0,56$$

Diese Vorgehensweise ist eindeutig für den Saisonmittelwert der Chlorophyll a-Konzentration (s. Tabelle 1) und führt zu gleichbleibenden oder leicht strengeren Bewertungsgrenzen als bisher.

Im Gegensatz dazu hat das Chl a-Maximum in den unterschiedlichen Ökoregionen und mit steigender Trophie einen unterschiedlichen Abstand zum Saisonmittelwert. Dies hängt damit zusammen, dass bei Eutrophierung in den Seengruppen andere Algenklassen dominieren, welche das Verhältnis verschieben. Würde man eine feste Konstante für das Verhältnis von Chl a-Max zu Chl a-Saisonmittel annehmen, wäre die Abweichung zu der bisherigen Bewertung sehr stark. Es wurde angestrebt, eine möglichst einheitliche Vorgehensweise zumindest innerhalb der Tieflandseen anzuwenden, aber gleichzeitig den Abstand zur bisherigen Bewertung gering zu halten.

Es wurden verschiedene Varianten getestet und nach Validierungen ermittelt, das sowohl für die geschichteten als auch für die polymiktischen die Anwendung des Faktors 2 zwischen Chl a-

Saisonmittel und Chl a-Jahresmaximum eine gute Näherung an die stark streuenden Verhältnisse in den Seen darstellt. Im Ergebnis (s. Tabelle 8) bleibt die Bewertung mittels des Chl a-Max-Wertes insbesondere an der "gut-mäßig"-Grenze ähnlich wie zuvor. Eine Ausnahme bilden die Flusseen, die im schlechten Zustand mittels des Chl a-Maximum-Wertes sehr viel milder bewertet werden.

Tabelle 7: Neue und bisherige Klassengrenzen für den Saisonmittelwert der Chlorophyll a-Konzentration ($\mu\text{g/L}$) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, gültig für natürliche und KEV-Seen (k). **Referenztrophie H/G 3,0 anstatt 3,25 für Typ 12.

	Neu						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H/G	5,4	7,2	9,6	12,9	17,3	4,0	7,2
G/M	9,6	12,9	17,3	23,2	31,0	7,2	12,9
M/P	17,3	23,2	31,0	41,5	55,6	12,9	23,2
P/B	31,0	41,5	55,6	74,5	99,8	23,2	41,5
	Bisher						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12	13	14
H/G	7,0	7,0	10,0	12,0	23,0	5,0	7,0
G/M	12,0	12,0	18,0	25,0	32,0	9,0	13,0
M/P	21,0	21,0	33,0	51,0	45,0	15,0	24,0
P/B	37,0	37,0	61,0	107,0	63,0	27,0	45,0

Tabelle 8: Neue und bisherige Klassengrenzen für den Maximalwert der Chlorophyll a-Konzentration ($\mu\text{g/L}$) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, gültig für natürliche und KEV-Seen (k). **Referenztrophie H/G 3,0 anstatt 3,25 für Typ 12.

	Neu						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H/G	11	14	19	26	35	8	14
G/M	19	26	35	46	62	14	26
M/P	35	46	62	83	111	26	46
P/B	62	83	111	149	200	46	83
	Bisher						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12	13	14
H/G	15	15	17	22	43	9	12
G/M	25	25	33	41	62	16	24
M/P	42	42	63	78	88	28	45
P/B	70	70	120	145	123	50	87

Im Access-Programm PhytoSee 5.0 (Testversion August 2012) wurden diese Änderungen der Bewertungsgrenzen für Tieflandseen berücksichtigt. Eine Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse für alle verfügbaren Tieflandseen mit den bisherigen Bewertungsgrenzen in einer Tabelle wurde an den Expertenkreis Seen der LAWA zur Plausibilisierung Anfang August 2012 übergeben (Dateiname: DOKU_Bewertungsänderung_Chla_Adapt_an LAWA_Index.xlsx).

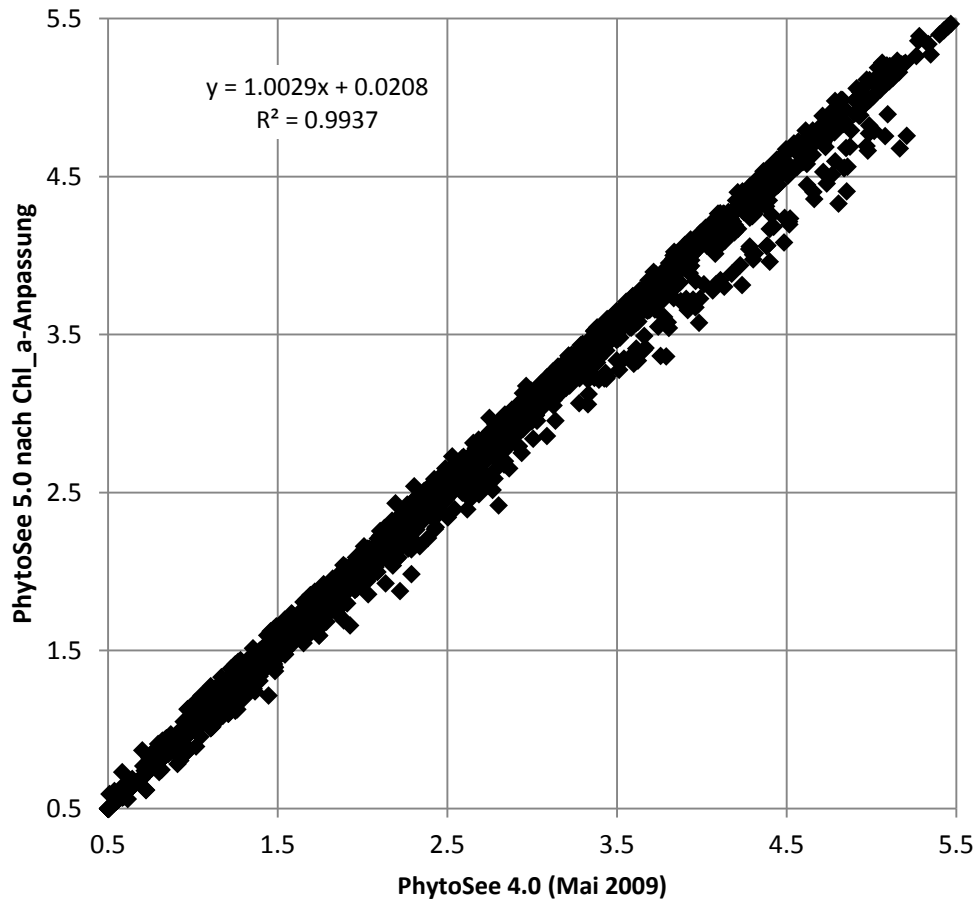


Abb. 6: Gegenüberstellung der PhytoSee-Index Werte berechnet nach dem PhytoSee Tool 4.0 und nach Überarbeitung der Grenzwerte für Chlorophyll a- Saisonmittel für 1.888 Untersuchungsjahre in über 900 Tieflandseen.

2.5.2 Anpassung des Parameters Gesamtbiovolumen an die adaptierte Chlorophyll a-Bewertung

Der Parameter (Gesamt)-Biovolumen wurde bisher im PSI (MISCHKE *et al.* 2008) aus Daten empirisch hergeleitet nach einer Vorklassifizierung mittels der Konzentration von TP und von Chl a je Seetyp. Bei dieser Herleitung wurden vor allem die Flachseen (Typ 11.2) besonders mild bewertet, während die Flusseen ähnlich streng wie die geschichteten Tieflandseen (Typ 10) anhand des Gesamtbiovolumens bewertet wurden. Diese Bewertungsgrenzen standen im Widerspruch zu den Annahmen der Referenztrophy dieser Seetypen.

Im neuen Projekt steht eine weit größere Anzahl an Daten mit weit höherer Qualität (einheitliche Anwendung des Utermöhl-Verfahrens etc.) zur Verfügung, so dass allein deshalb eine Überprüfung der Bewertungsgrenzen sinnvoll ist. Die Anpassung der Bewertungsgrenzen für Chlorophyll a (kurz Chl_adapt) ist ein weiterer Anlass.

Es wurde eine einheitliche Vorgehensweise zur Anpassung der Grenzen für das Gesamtbiovolumen an die Chl_adapt für alle Seetypen getestet. Dies erfolgte, indem der neu entwickelte Biovolumen-Index, der im Rahmen der Überarbeitung des Trophie-Index von RIEDMÜLLER (u.a. in MISCHKE *et al.* 2010) entwickelt wurde, analog zu der einheitlichen Chlorophyll a-Funktion im Trophie-Index testweise angewendet wurde. Die Rahmenbedingungen wurden analog durch den jeweiligen Trophie-Referenzzustand im Seetyp gesteckt und es wurde ebenfalls in einer Schrittweite von 0,5 Trophie-Index-Einheiten vorgegangen.

Die einheitliche Funktion zwischen LAWA-(Trophie)-Index und dem Gesamtbiovolumen des Phytoplankton (Saisonmittelwert in mm³/L) ist nach RIEDMÜLLER (u.a. in MISCHKE *et al.* 2010):

$$\text{Biovolumen (mm}^3\text{/L)} = 0,1329 * e^{1,1815 * \text{Trophie-Index}}$$

Tabelle 9: Differenzen in den Klassengrenzen für den Parameter Gesamtbiovolumen (mm³/L) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, die sich ergeben würde zwischen bisheriger Bewertung (MISCHKE *et al.* 2008) und den über eine einheitliche Formel (s. Text) hergeleiteten Klassengrenzen.

	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H_G	0,0	-0,5	0,4	0,9	1,8	-0,4	0,2
G_M	0,8	-0,1	1,4	2,8	0,6	-0,2	1,0
M_P	3,1	1,5	3,9	7,3	-2,5	0,4	2,9
P_B	9,8	6,9	10,1	18,8	-9,8	1,8	7,8

Der Vorentwurf (s. Tabelle 9) wurde bei der LAWA-Sitzung in Berlin im Oktober 2012 vorgestellt. Eine einheitliche Vorgehensweise für alle Seetypen wurde im Ergebnis getestet und als nicht zielführend vom LAWA-Expertenkreis Seen eingestuft. Es wird im Maximum in den meisten Seetypen mehr Biovolumen realisiert, als die Trophie-Index -Biovolumen-Formel vorsieht (Ausnahme Flusseen Typ 12).

Deshalb wird eine Vorgehensweise ausgewählt, welche die spezifischen Seetyp-Relationen zwischen Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen im Datensatz berücksichtigt. Es wurde der Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolmens in einer log-log Regressionsgrade zum Saisonmittelwert Chl a analysiert.

Es ergibt sich daraus die Funktion

$$\text{Biovolumen (mm}^3\text{/L)} = 0,3028 * \text{Chl a (}\mu\text{g/L)}^{0,9557}$$

Tabelle 10: Neue und bisherige **Klassengrenzen** für das **Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons (mm³/L)** im Biomasse-Metrics in **Tieflandseen** der Seetypen 10 bis 14, gültig für natürliche und KEV-Seen (k). **Referenz trophie H/G 3,0 anstatt 3,25 für Typ 12

	Neu						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H_G	1,5	2,0	2,6	3,5	4,6	1,1	2,0
G_M	2,6	3,5	4,6	6,1	8,1	2,0	3,5
M_P	4,6	6,1	8,1	10,7	14,1	3,5	6,1
P_B	8,1	10,7	14,1	18,6	24,6	6,1	10,7
	Bisher						
	10.1	10.2	11.1	11.2	12	13	14
H_G	1,4	1,4	3,0	4,3	6,4	0,7	2,1
G_M	3,3	3,3	6,0	9,0	8,9	1,7	4,4
M_P	7,7	7,7	12,2	18,5	12,5	3,8	9,1
P_B	18,1	18,1	25,1	39,0	17,3	8,0	19,0

Die Bewertung wird durch die veränderten Grenzen für das Biovolumen besonders für die stark degradierten Zustände deutlich strenger (Ausnahme Flusseen), während sie an der G/M-Grenze nur leicht verändert ist.

2.5.3 Rückmeldungen der Bundesländer zur PhytoSee 5.0-Testversion

Die Testversion des Berechnungsprogrammes PhytoSee 5.0 (August 2012) wurde ebenfalls zur Verfügung gestellt und durch Experten in einigen Bundesländern überprüft.

Sie enthielt folgende Überarbeitungen:

- Anpassung der Parameter Chlorophyll a- Saisonmittel und – Maximum für Tieflandseen.
- Alle Änderungen für die Bewertungsgrenzen der Mittelgebirgsseen nach dem Praxistest in den Bundesländern (s. RIEDMÜLLER & HOEHN 2011).
- Eine Übersetzungsliste von DV-kodierten Phytoplanktonbefunden hin zum Code der harmonisierten Taxaliste.
- Ausgabe Datei mit den Fraßgilden für die Zooplanktonbewertung.

Aus Sachsen kam der Wunsch, dass auch die stark sauren Tagebauseen mit dem Tool bewertbar sein sollten und diese Bewertung nicht komplett ausgeblendet wird, wenn zu wenige Indikatorarten vorhanden sind. Außerdem wurde ein Testtool übergeben, welches die Bewertungsschritte für die Bewertung saurer Seen ermöglicht.

Aus Mecklenburg-Vorpommern kam die Rückmeldung, dass in Zukunft die Gewässerbezeichnungen hinsichtlich Name und Messstellen-Nummer direkt aus den Registern der Bundesländer in der Stammtabelle der Seen in PhytoSee übernommen werden sollten.

Das Land Bayern hat eine kurze Zusammenfassung der Überprüfung und des Tests der neuen PhytoSee-Version 5.0 aus bayerischer Sicht vom 29.8.2012 übersendet.

Es wurden Abweichungen in der Typisierung der Seen festgestellt, die zu Unterschieden beim Vergleich der Programm-Versionen und mit den landeseigenen Bewertungen führten. Die aufgeführten Änderungen der Typ-Zuordnung waren eine Ursache für Bewertungsunterschiede und wurden in den Projekt-Datenbanken umgesetzt.

Weiterhin musste aufgeklärt werden, wodurch sich Änderungen an den Bewertungsergebnissen bei gleichbleibendem Typ mit der neuen PhytoSee-Testversion ergeben hatten. Da seit der europäischen Interkalibrierung des Bewertungsverfahrens für den Alpenen Raum eigentlich keine weiteren Änderungen seit Mai 2009 durchgeführt wurden, war eine Abweichung der Ergebnisse nicht erklärbar. Für die AVA-Gewässer (Typ 1- 4) wurde eine eigene Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse und eine Überprüfung vorgenommen.

Dadurch konnte ein Fehler im Bewertungstool PhytoSee 5.0 für AVA-Seen festgestellt werden: Es waren 2 Varietäten von *Closterium acutum* nicht in das neue Tool überführt worden, welche die Abweichungen für den PTSI verursachten. (Taxa-ID 160 *Closterium acutum* var. *linea* und Taxa-ID 161 *Closterium acutum* var. *variabile*).

Da die zwei Taxa in Bayern häufig sind, bewirkte das Fehlen dieser beiden mehr eutroph eingestufteten Taxa eine mildere Bewertung von Seen des Typs 1-4 als nach dem PhytoSee-Tool 4.0.

Der Schliersee hat sich im Jahr 2010 ökologisch verbessert, indem insgesamt deutlich weniger Chl_a und Biomasse als in den Vorjahren gebildet wurde, das Cyanobacteria-Biovolumen unter 1 mm³/L verblieb und deshalb im Algenklassen-Metrik kein „schlechter Zustand“ indiziert wurde sowie in der Artzusammensetzung mehr mesotrophe Arten und weniger Blaualgen auftraten.

Für die Mittelgebirgsseen und Talsperren (Typ 5- 9) wurde eine komplette Verfahrensüberarbeitung durchgeführt (siehe Bericht RIEDMÜLLER & HOEHN 2011, LAWA-Projekt O 7.08), so dass sich die Bewertung deutlich von der Version in PhytoSee 4.0 unterscheiden muss.

Es wurden seitens der bayerischen Experten die starken Jahr-zu-Jahr-Schwankungen in der Bewertungsklasse für die polymiktischen Seen des Typs 6 bemängelt.

In Seen mit relativ geringer Wasserverweilzeit können nasse Jahre diese so verkürzen, dass das Phytoplankton ausgewaschen wird, also nicht das ganze Biomassepotenzial entwickelt. Ähnliche Schwankungen sind auch in Fließgewässern und Flusseen zu beobachten. Zur präzisen Interpretation der Schwankungen sollten deshalb hydrologische Daten und Hintergrundinformationen vorliegen.

2.5.4 Validierung des überarbeiteten Biomasse-Metrics für Tieflandseen

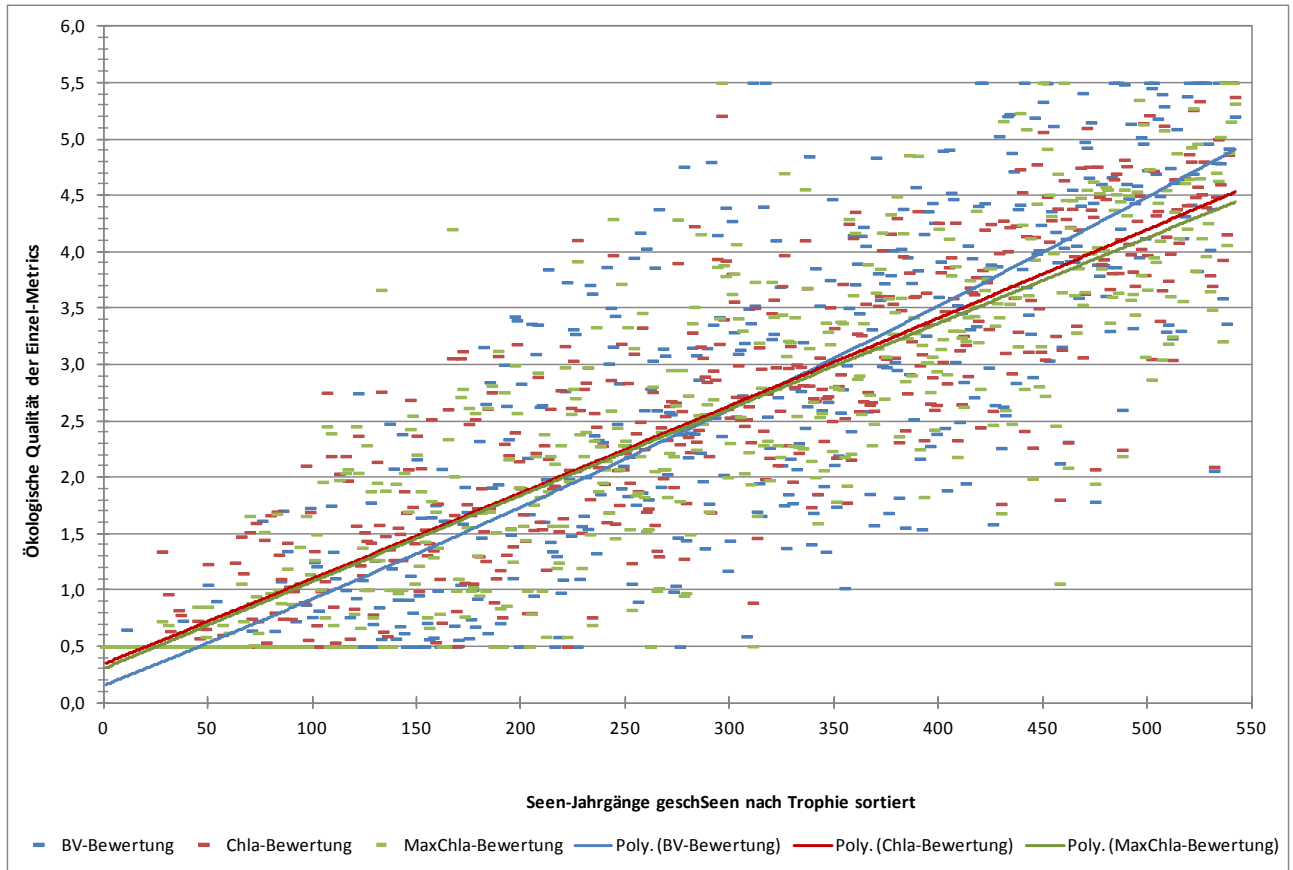


Abb. 7: Konsistenz der Einzel-Metrics im Biomasse-Metric für geschichtete Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=545.

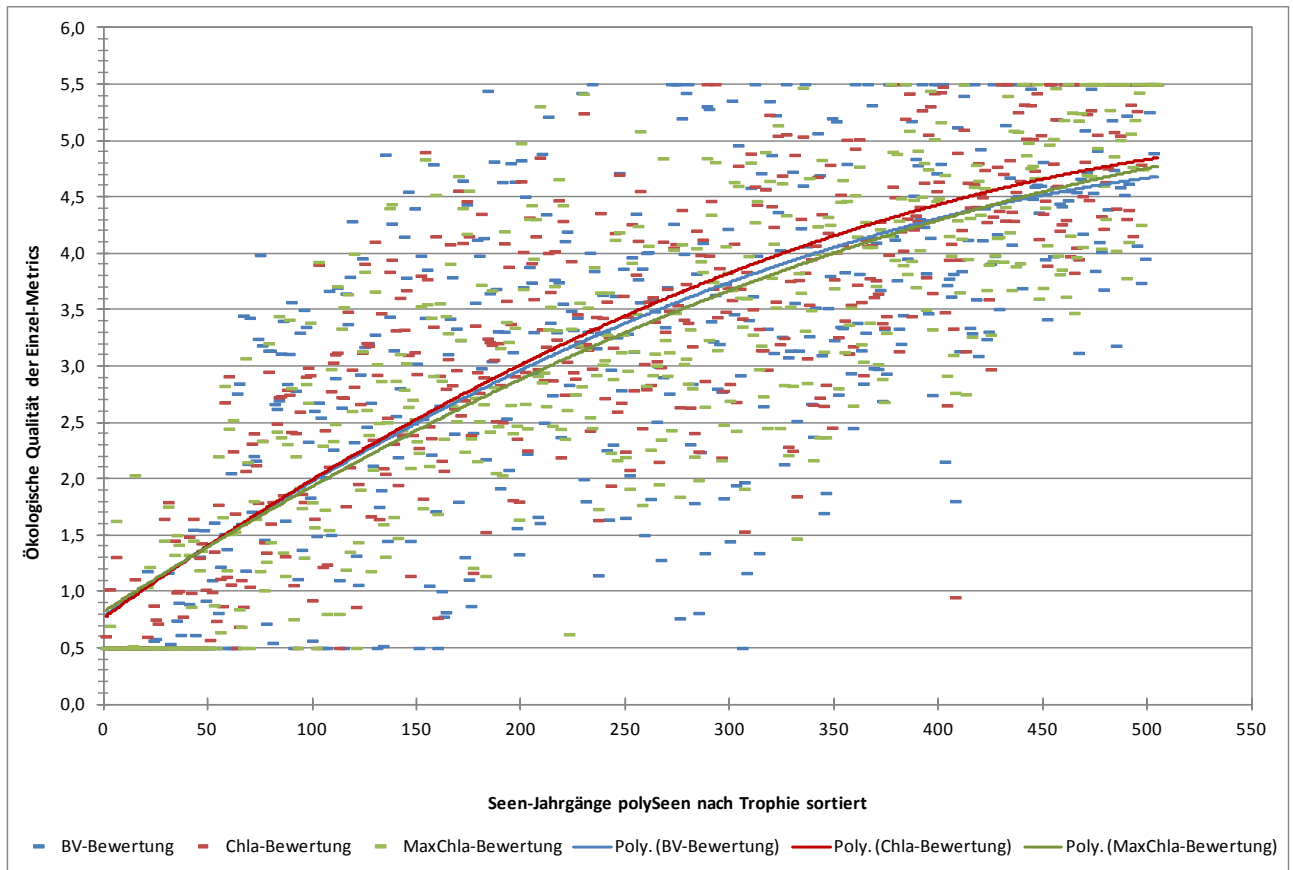


Abb. 8: Konsistenz der Einzel-Metrics im Biomasse-Metric für polymiktische Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=505.

Für die Konsistenztest in den Abb. 7 und Abb. 8 wurden die Seenjährgänge nach Trophie sortiert (TP-BM-Index). Zur Prüfung der Gleichsinnigkeit der Einzel-Metrics wurden in die Datenpunkte polynomische Kurvenanpassungen (2. Grades) gelegt. Die Kalibrationen stimmen für die beiden Seengruppen gut überein. Lediglich die BV-Bewertung bei den geschichteten TL-Seen wird im oberen Trophiebereich in den ÖZK "unbefriedigend" und "schlecht" etwas strenger.

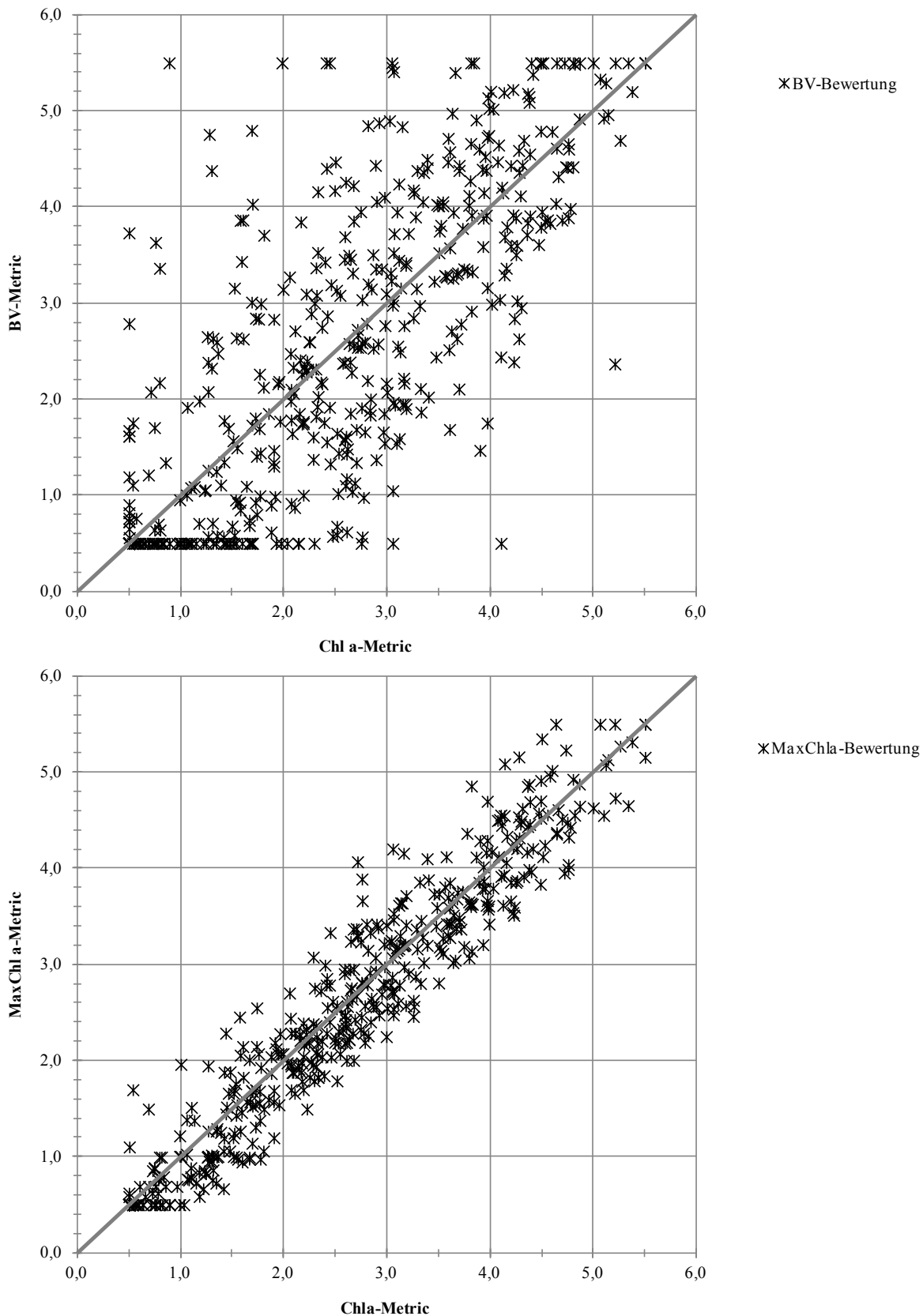


Abb. 9: Ergebnisse des BV-Metrics (oben) und des Chlorophyll a-Metrics (unten) in Bezug zum Chlorophyll a-Metric in geschichteten Seen. Kalibrationsdatensatz N=545, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Ebenso führen die Gegenüberstellungen BV-Metric und Chl a-Maximum-Metric versus Chl a-Metric sowohl bei den geschichteten TL-Seen (s. Abb. 9) als auch bei den polymiktischen TL-Seen (s. Abb. 10) zu konsistenten und zufriedenstellenden Ergebnissen.

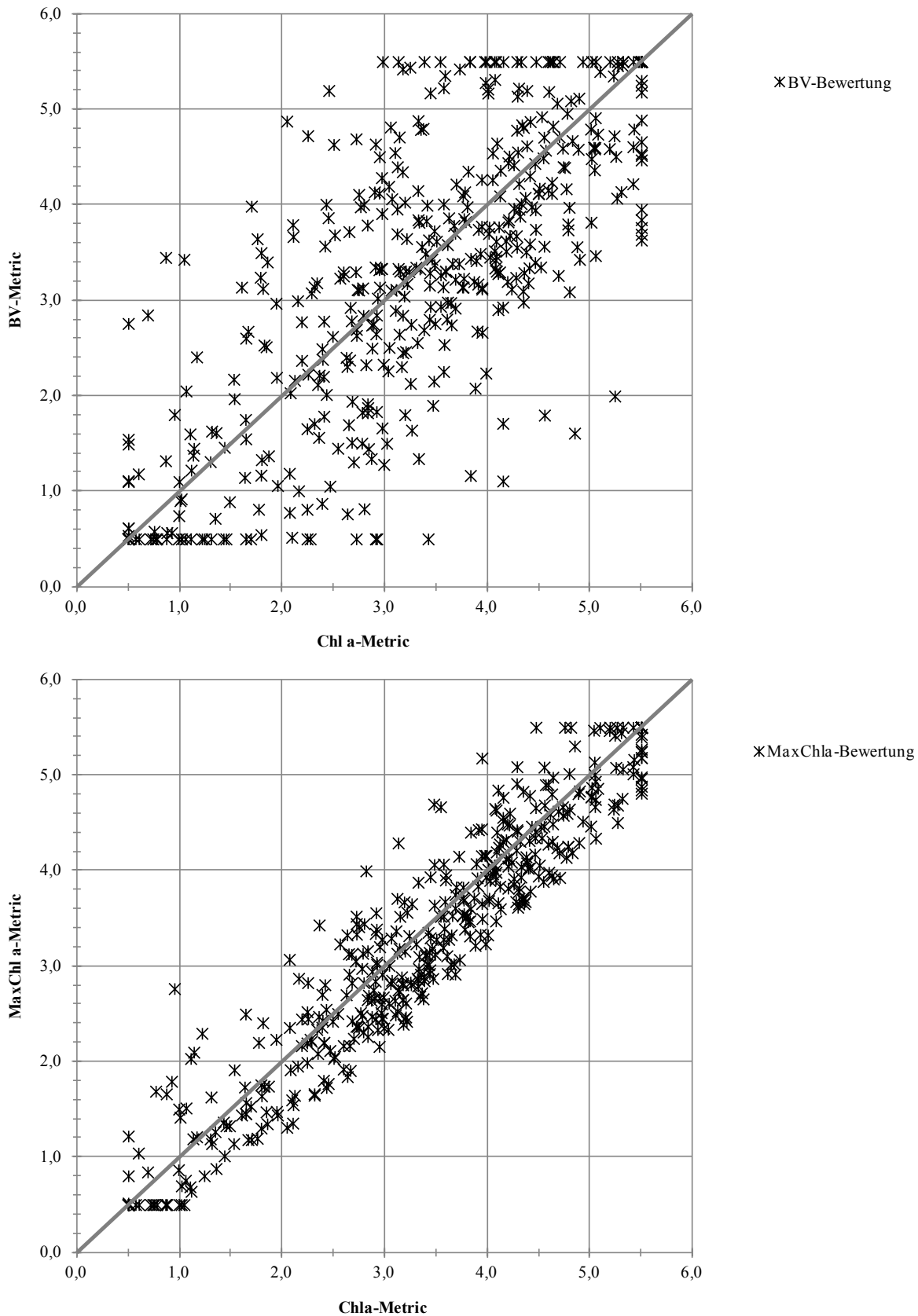


Abb. 10: Ergebnisse des BV-Metrics (oben) und des Chlorophyll a-Metrics (unten) in Bezug zum Chlorophyll a-Metric in polymiktischen Seen. Kalibrationsdatensatz N=505, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

2.6 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für geschichtete Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung

Zur Überprüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) in den Seetypen 10 und 13 wurden zwei Methoden gewählt:

1. Prüfung der Bewertungsformeln –prinzipieller Aufbau des Bewertungssystems - sowie Prüfung der Bewertungsergebnisse nach bisherigem Verfahren gegenüber der Ökologischen Qualität (ÖQ) hinsichtlich TP-BM-Index (Erläuterung des Index Kap. 2.3).
2. Erstellen einer Spearman-Rangkorrelations-Matrix aus der Kalibrationskenngröße TP-Index (s. Kap. 2.3) und der Biovolumina und Dominanzen (Saisonmittelwerte und Mittelwerte Juli-Oktober) der Algenklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae und Euglenophyceae. Ziel: Vorauswahl von indikativen Algenklassen.

2.6.1 Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)

Der bisherige Bewertungsansatz für TL-Seen sieht eine Trennung von natürlichen und KEV-Seen vor. Die KEV-Seen werden als k-Typen eingestuft (z.B. 14k) und werden mit eigenen, seetypspezifischen Algenklassen-Funktionen und einer eigenen Indikatorliste bewertet ("TgeschAWB"). Nach Prüfungen von HOEHN *et al.* (2009) hatten weder die Anwendung der AK-Metrics für natürliche Seetypen noch die entsprechenden Indikatorlisten nach MISCHKE *et al.* (2008 und 2009a) zu plausiblen Bewertungsergebnissen für die KEV-Seen im Tiefland (v.a. Baggerseen und Tagebauseen) geführt.

Tabelle 11: Bisherige Formeln der Algenklassenbewertung je nach Seetyp (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) sowie Lage der seetypspezifischen Referenztrophiie nach MISCHKE *et al.* (2008). Sortierung nach Referenztrophiie.

PP-Seetyp	Referenztrophiie/ Grenze sehr gut/gut Trophiieklasse nach LAWA (1999)	Algenklassen-Bewertungsformel zur Berechnung der ÖQ	Bemerkung/Kritikpunkte
Chlorophyceae			
13	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	identische Bewertung der Seetypen trotz unterschiedlicher Lage der Referenztrophiie → Überarbeitung notwendig
10.1	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	
10.2	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	
13k	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,1167 * \ln(BV-JO) + 5,8066$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.1k	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,2707 * \ln(BV-JO) + 5,9235$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.2k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	identische Bewertung, s. oben
Chrysophyceae			
13	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	identische Bewertung der Seetypen trotz unterschiedlicher Lage der Referenztrophiie → Überarbeitung notwendig
10.1	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	
10.2	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	
13k	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4427 * \ln(\% \text{ Sais}) + 3,9854$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.1k	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4389 * \ln(\% \text{ Sais}) + 3,8186$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.2k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	identische Bewertung, s. oben
Dinophyceae + Cyanobacteria			
13	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	identische Bewertung der Seetypen trotz unterschiedlicher Lage der Referenztrophiie → Überarbeitung notwendig
10.1	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	
10.2	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	
13k	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,1018 * \ln(BV-JO) + 3,3222$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.1k	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,0532 * \ln(BV-JO) + 3,205$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.2k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	identische Bewertung, s. oben

ÖQ = Ökologische Qualität; Seetypen mit Suffix k = KEV-Seen; PP = Phytoplankton; BV = Biovolumen in mm³/L; Sais = Saisonmittel; JO = Juli-Oktober-Mittelwert.

Die Aufstellung der bisherigen Algenklassen-Bewertungsformeln in Tabelle 11 zeigt folgende Auffälligkeiten:

- Alle drei natürlichen Seetypen werden mit identischen Bewertungsformeln behandelt. Durch die unterschiedliche Lage der Referenztrophie der Seetypen müssten sich die Formeln zumindest im y-Achsenabschnitt, d.h. im unteren Ankerpunkt der Bewertung, unterscheiden. Hier liegt ein Kalibrationsfehler vor.

- Für die KEV-Seetypen sind die Ankerwerte der Bewertungs-Formeln für die Seetypen etwas plausibler angepasst, die unteren Ankerwerte der Funktionen müssten jedoch etwa 0,5 Zustandsklassen auseinander liegen (0,25 Trophie-Indexeinheiten Unterschied in der Referenztrophie entsprechen 0,5 ökologischen Zustandsklassen-Einheiten, s. Tabelle 6).

Grafische Validierung der Teil-Metrics Chlorophyceae, Chrysophyceae sowie Dinophyceae+ Cyanobacteria für geschichtete Tieflandseen – bisheriges Bewertungsverfahren PhytoSee 4.0:

Die "grafische Prüfung" der bisherigen Algenklassen-Bewertung erfolgt entlang des TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) bzw. entlang einer daraus abgeleiteten Größe, dem ÖQ TP-BM-Index, der aufgrund der Berücksichtigung der Referenztrophie eine Bewertungsgröße in der Skala der ökologischen Zustandsklassen darstellt (s. Kap. 2.3). Eine Metric-Anpassung ist dann als gelungen anzusehen, wenn eine gute Korrelation mit dem Stressor Trophie besteht, d.h. wenn die lineare Regressions-Anpassung der Datenpunkte nahe der Ausgleichsgeraden liegt und eine geringe Streuung aufweist.

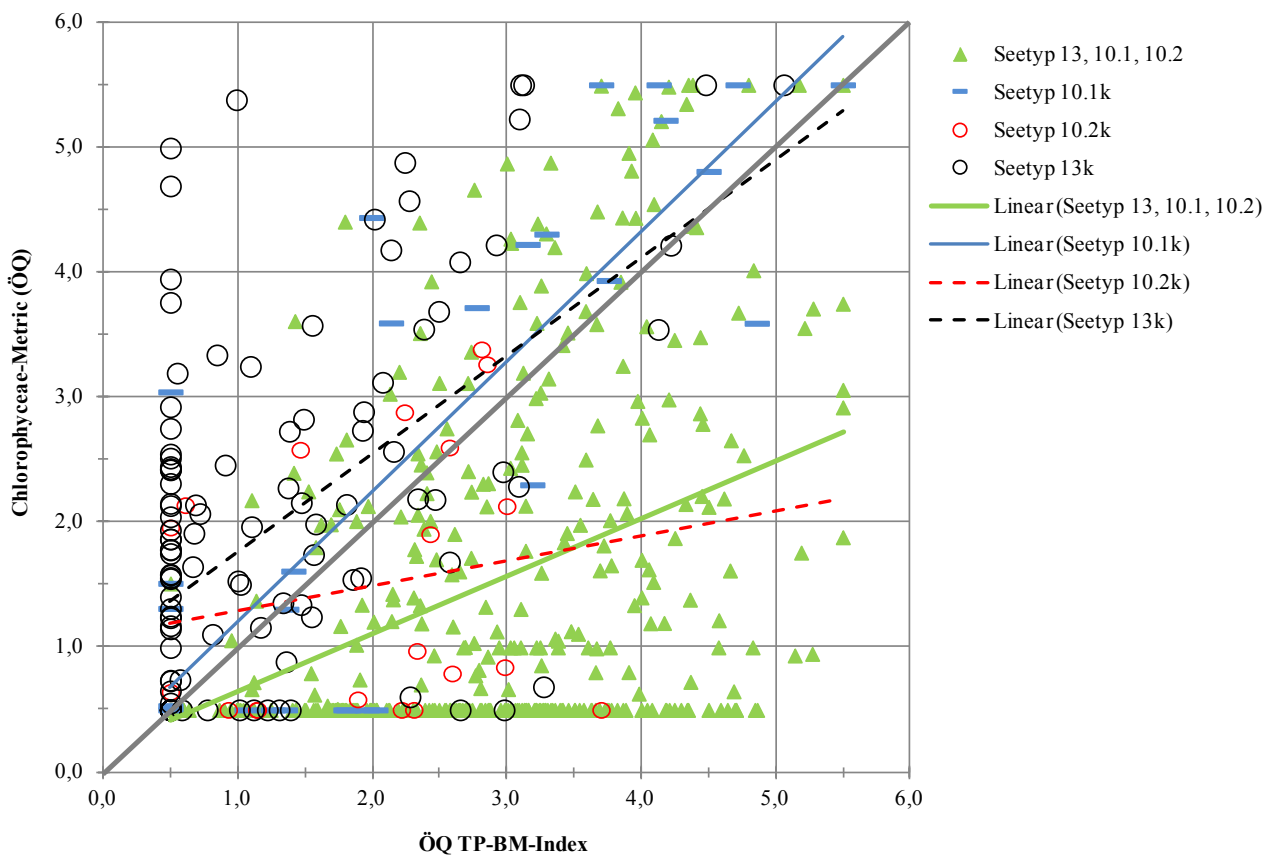


Abb. 11: Validierung der Algenklassenbewertung mit **Chlorophyceae** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

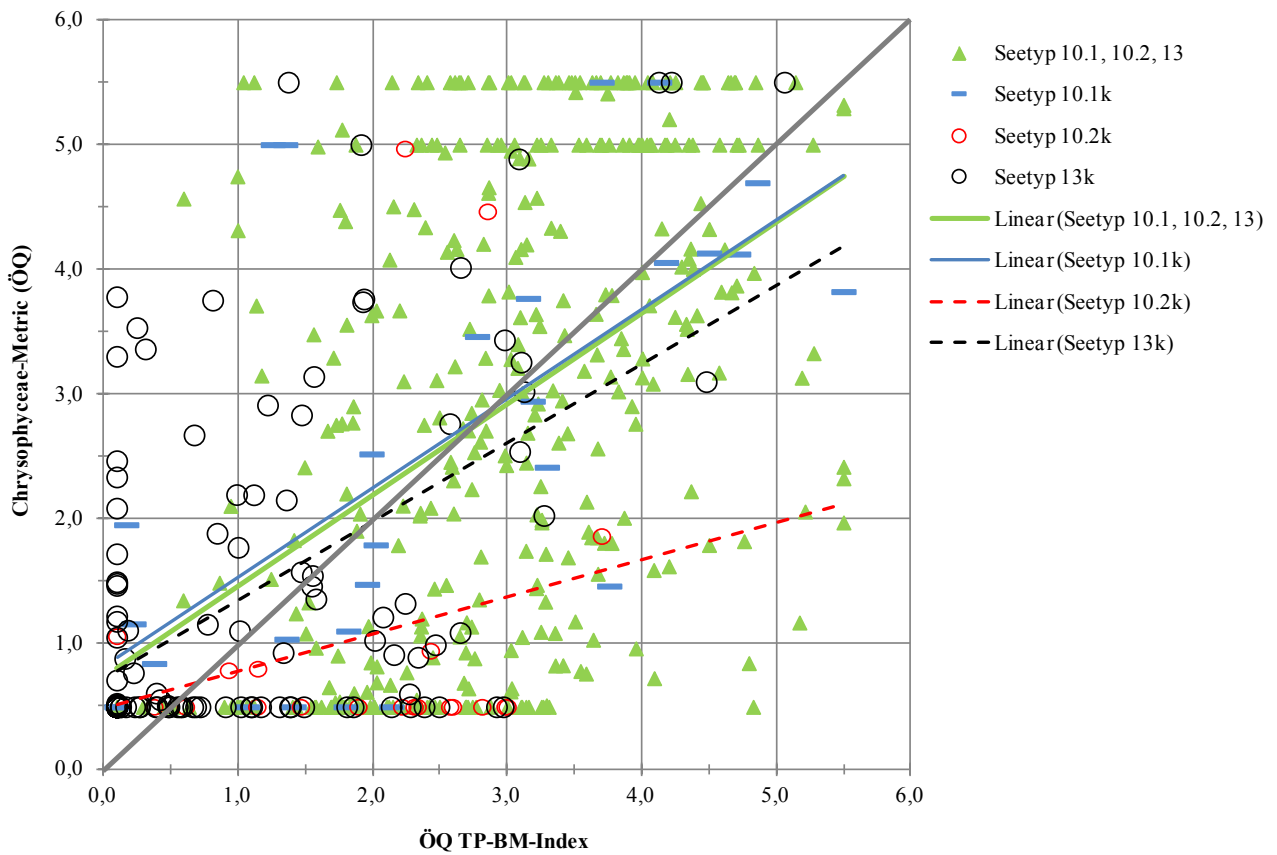


Abb. 12: Validierung der Algenklassenbewertung mit **Chrysophyceae** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

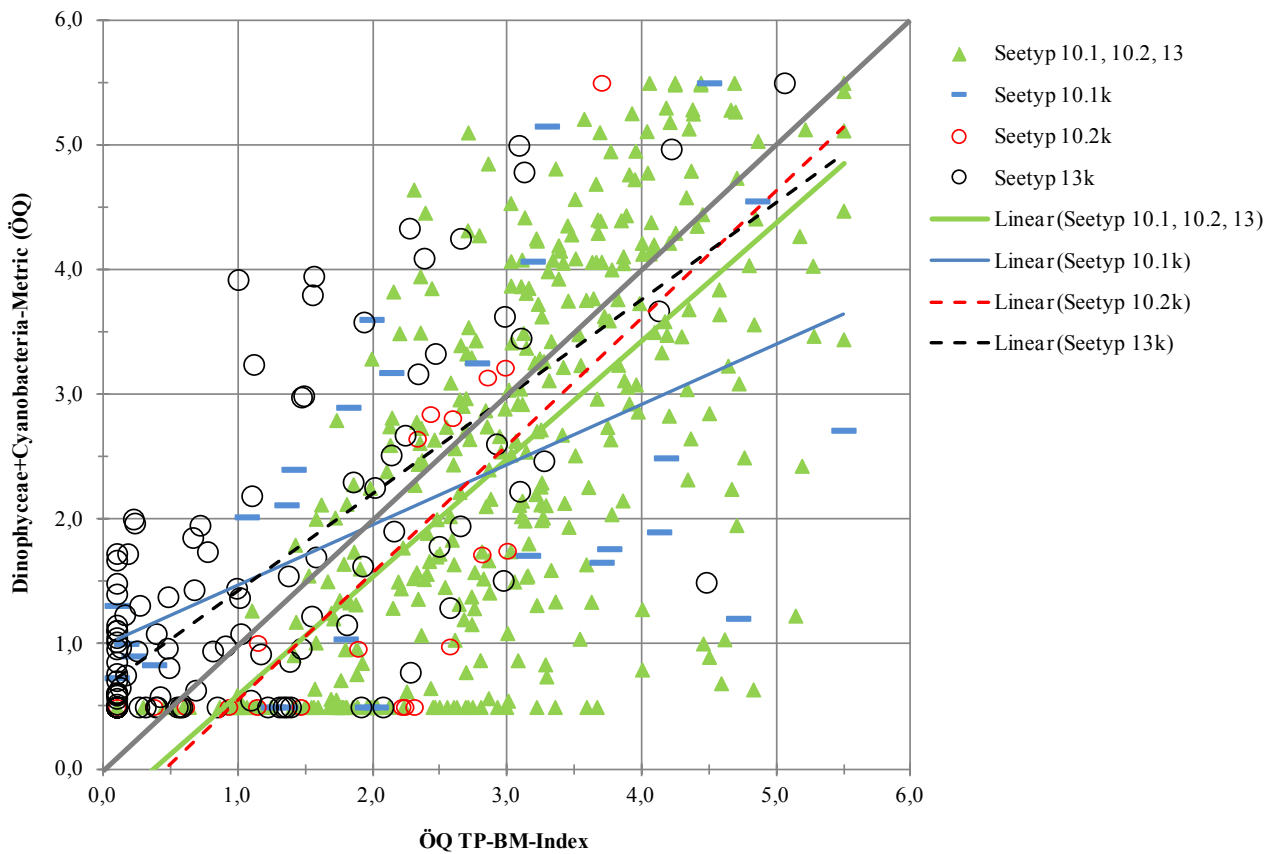


Abb. 13: Validierung der Algenklassenbewertung mit **Dinophyceae+Cyanobacteria** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

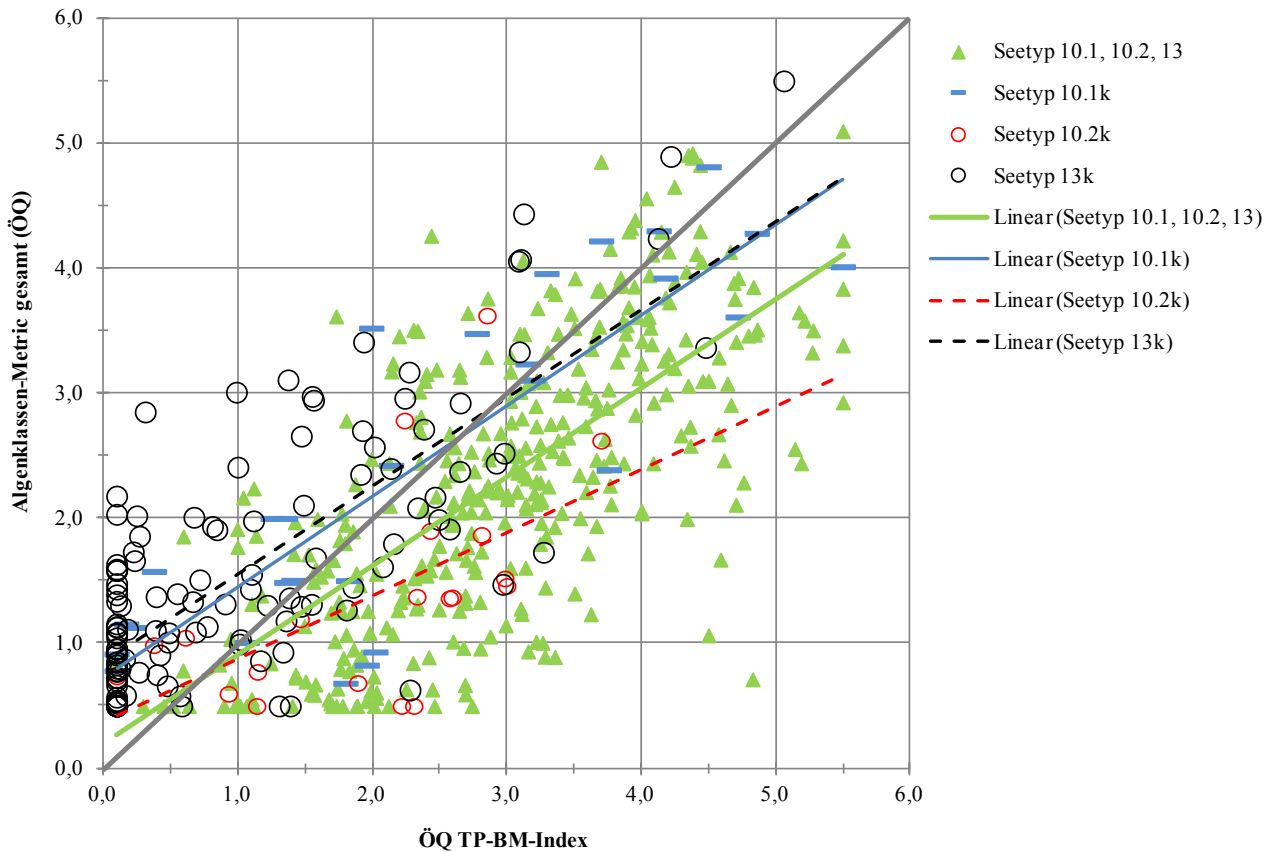


Abb. 14: Validierung der **Algenklassenbewertung gesamt** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

Ergebnis der Validierung der bisherigen AK-Bewertung und Fazit:

- Die identischen **Bewertungsformeln** für die drei natürlichen Seetypen 10.1, 10.2 und 13 folgen nicht der unterschiedlichen Lage der Referenztrophy der Seetypen (s. sehr gut/gut-Grenze in Tabelle 11). Die Gleichbehandlung stellt einen Kalibrationsfehler dar. Ebenso werden die Formeln für die KEV-Seetypen der jeweiligen Lage der Referenztrophy nicht gerecht und die unteren Ankerwerte müssen geprüft und angepasst werden.
- Die grafische Analyse des **Chlorophyceen**-Metrics (s. Abb. 11) zeigt für die natürlichen Seetypen eine sehr große Streuung. Insbesondere die eutropheren Gewässer werden viel zu gut bewertet. Die Seen des Typs 13k erhalten dagegen zu strenge Bewertungen. Die beste Kalibration liegt für den Typ 10.1k vor, wobei auch hier die mehr oligotrophen Seen der Gruppe etwas zu strenge Ergebnisse bekommen. Eine Anpassung der Kalibration ist für alle Seetypen zu empfehlen.
- Die Bewertung mit **Chrysophyceen** weist bei den natürlichen Seen sowie im Typ 10.2k und 13k enorme Streuungen auf. Die stimmigste Bewertung erfolgt beim Typ 10.1k. Eine Überarbeitung aller Beziehungen und ggf. das Einführen von Mindest-Dominanzen für die Bewertung mit Chrysophyceen sind zu empfehlen.
- Das **Dinophyceae+Cyanobacteria**-Metric weist insgesamt geringere Streuungen und bessere Kalibrationen auf. Anpassungen sollten dazu führen, dass die oligotropheren natürlichen Seen etwas strenger und die KEV-Seen des Typs 13k weniger streng bewertet werden.

2.6.2 Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration

Als erster Schritt erfolgte eine Überprüfung, ob natürliche und KEV-Seen hinsichtlich Algenklassen-Bewertung gemeinsam behandelt werden können. Es zeigte sich, dass sich die geschichteten KEV-Seen gut in die größere Gruppe der natürlichen Seen eingliedern. Viele der jüngeren Bagger- und Tagebauseen sind deutlich oligotropher als die natürlichen Seen und ergänzen die Gruppe im unteren Bereich der Trophie-Skala. Beispiele sind in der Abb. 15 gegeben.

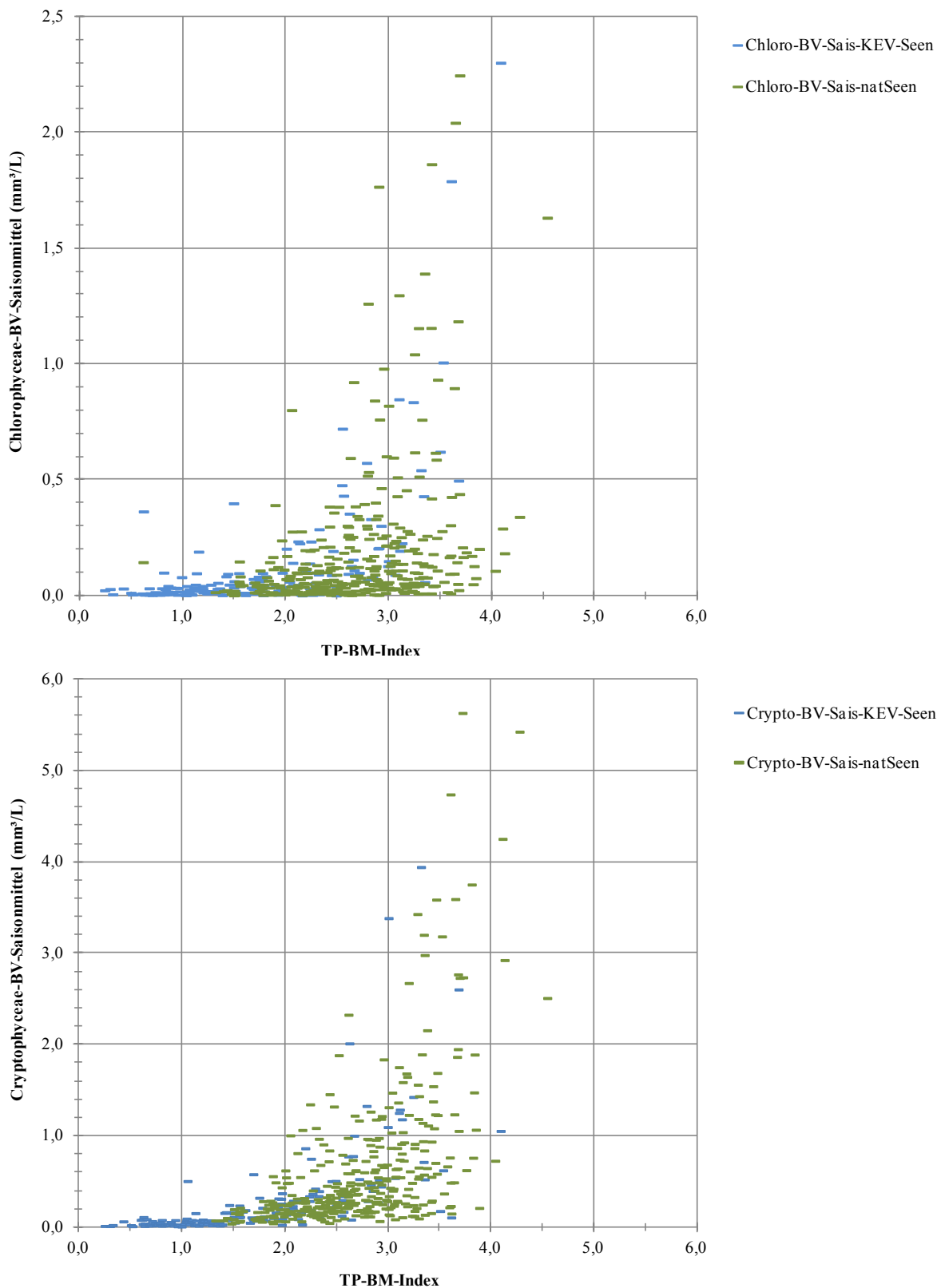


Abb. 15: Biovolumen-Saisonmittel (BV-Sais) der **Chlorophyceae** (oben) und **Cryptophyceae** (unten) in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des norddeutschen Tieflands. Seetypen 10 und 13 (k). Kalibrationsdatensatz N = 542.

Für die weiteren Analysen in Kap. 2.6.3 wurden nur diejenigen Algenklassen und Kenngrößen mitgeführt, die sich in den Spearman-Rang-Korrelationsanalysen als höchst signifikant und mit Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ darstellten (s. Tabelle 12, grüne Kennzeichnung). Als Kalibrationskenngrößen wurden der TP-Index und der TP-BM-Index verwendet (Erläuterung zu den Indices s. Kap. 2.3). Bei der Einbindung des TP-BM-Index in die Korrelationsprüfungen muss der autokorrelative Effekt berücksichtigt werden. Als Prüfgrößen wurden zwei verschiedene Abundanz-Kenngrößen – der Biovolumen-Mittelwert (mm^3/L) und die Dominanz (%) - sowie zwei verschiedene Mittelwerte – das Saisonmittel (Sais) und das Sommermittel von Juli bis Oktober (JO) - getestet. Die jeweils höher korrelierte Kenngröße wurde für die weiteren Analysen ausgewählt.

Tabelle 12: Korrelationskoeffizienten der Spearman-Rangkorrelation (SPSS 11.0.0) zwischen Trophiekenngrößen und dem Vorkommen von Algenklassen (Dominanz oder Biovolumen) in geschichteten Tieflandseen.

Trophie- kenngröße versus...	Bacillario- phyceae		Chloro- phyceae		Chryso- phyceae		Crypto- phyceae		Cyano- bacteria		Dino- phyceae		Eugleno- phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
Mittelwert	Saisonmittelwert													
TP-Index	0,55	-0,08	0,40	-0,17	-0,21	-0,62	0,66	0,01	0,60	0,44	0,50	-0,07	0,15	0,06
Irrtumswahrsch.	0,000	0,060	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,765	0,000	0,000	0,000	0,119	0,000	0,182
TP-BM-Index	0,66	-0,15	0,54	-0,18	-0,11	-0,63	0,75	-0,14	0,74	0,53	0,62	-0,10	0,27	0,15
Irrtumswahrsch.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,021	0,000	0,001
Mittelwert	Mittelwert von Juli bis Oktober													
TP-Index	0,43	-0,16	0,31	-0,23	-0,22	-0,58	0,59	-0,17	0,63	0,47	0,50	-0,04	0,14	0,07
Irrtumswahrsch.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,349	0,001	0,110
TP-BM-Index	0,49	-0,24	0,42	-0,26	-0,14	-0,59	0,67	-0,31	0,76	0,56	0,61	-0,07	0,25	0,16
Irrtumswahrsch.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,107	0,000	0,000

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der Algenklasse je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der Algenklasse je Zeitraum. TP-Index sowie TP-BM-Index (Erläuterung s. Kap. 2.3), Irrtumswahrsch. = Irrtumswahrscheinlichkeit, grün unterlegt = Irrtumswahrscheinlichkeit $< 0,001$ und Korrelationskoeffizient $\geq 0,40$, Anzahl Wertepaare 539-545, Kalibrationsdatensatz gesch TL-Seen.

Die in Tabelle 12 vorselektierten Algenklassen und Kenngrößen wurden in Grafiken und Regressionen in der Regel mit dem TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) getestet. Die Ergebnisse der Prüfungen sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Die Neu-Kalibrierung erfolgte zunächst mit einer Trophieklassifizierung der Algenklassen, d.h. mit Korrelationen und Regressionen zum Klassifikations-Index "TP-BM-Index". Erst im Nachgang wurden dann die Bewertungsfunktionen für die einzelnen Seetypen unter Berücksichtigung der trophischen Referenzwerte angepasst (vgl. Kap. 2.3). Die in diesem Zwischenschritt entstandenen Trophieklassengrenzen und Formeln (s. Tabelle 14 und Tabelle 15) können demnach zur Trophie-Klassifizierung in den entsprechenden Seegruppen verwendet werden.

Die Bacillariophyceae konnten im bisherigen Verfahren für keine Seegruppe als trophieindikativ erkannt werden (vgl. MISCHKE *et al.* 2009b, RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). In den hier getesteten Seetypen (s. Tabelle 12 und Tabelle 13) zeigt sich jedoch eine Eignung. Eine Biovolumen- Saisonmittel-Summe mit den Chlorophyceae erwies sich dabei als gut kombinierte Kenngröße.

Wie erwartet können sowohl die Crypto- als auch die Cyanophyceae zur Bewertung herangezogen

werden (s. Tabelle 13). Für die letztgenannten ergab sich mit den etwas schwächer mit der Trophie korrelierenden Dinophyceae eine geeignete kombinierte Kenngröße. Für diese beiden Algenklassen stellt der Sommermittelwert die etwas besser korrelierte Kenngröße dar. Dieser Teil-Metric war von MISCHKE *et al.* (2008) bereits ebenfalls als geeignet gefunden worden.

Die Chrysophyceae, deren Dominanz mit steigender Trophie abnimmt, stellen die am schwächsten korrelierte Algenklasse dar. Dennoch wurden diese als stabilisierende Größe wieder in den Algenklassen-Metrics integriert. Das Einführen einer BV-Untergrenze von 0,4 mm³/L war sinnvoll, da Seen mit mäßiger Trophie, in denen aus im einzelnen nicht klärbaren Gründen keine Chrysophyceae vorkommen, zu schlecht eingestuft werden.

Tabelle 13: Getestete Algenklassen für Trophie-Indikation in geschichteten Tieflandseen (Seetypen 10 und 13, inklusive KEV-Seen), Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Entscheidung für die zukünftige Anwendung.

Potenzielles Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Eignung nach Kap. 2.6.1	Eignung nach Test	Erläuterung, Korrelation zum Stressor Trophie
Bacillariophyceae BV	nein	alleine nein, gemeinsam mit Chloro	Korrelation signifikant positiv, aber relativ schwach
Chlorophyceae-BV	Chlorophyceae-BV-JO, große Streuung, Verbesserung der Kalibration notwendig	alleine nein, gemeinsam mit Bacillar	positive Korrelation, Chlorophyceae-BV-Sais hat bessere Korrelation als JO
Bacillario+Chlorophyceae	nein	ja	Addition der Biovolumina hat gute positive Korrelation
Chrysophyceae %	Chrysophyceae-Dom-Sais	ja	mäßig gute negative Korrelation, Untergrenze sinnvoll
Cryptophyceae BV	nein	ja	gute positive Korrelation
Crypto+Chlorophyceae	nein	nein	keine deutliche Verbesserung durch Zusammenlegen zu erreichen, Crypto besser alleine, Chloro besser mit Bacillariophyceae
Dino+Cyanophyceae-BV JO	ja, gute Eignung, Verbesserung der Kalibration notwendig	ja	Cyanophyceae-BV hat gute positive Korrelation, Dinophyceae schwächere positive Korrelation, Addition der BV ergibt nochmal deutlich bessere Korrelation als Cyano alleine, JO geringfügig besser als Sais, BV-Untergrenze getestet, aber nicht sinnvoll
Cyanophyceae BV-JO	im Dino-Cyan-Metric	alleine nein, mit Dino	gute positive Korrelation
Dinophyceae-BV-Sais/JO	im Dino-Cyan-Metric	alleine nein, mit Cyano	positive Korrelation, s. oben

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der "Algenklasse" je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der "Algenklasse" je Zeitraum. JO = Mittelwert (BV oder Dominanz) von Juli bis Oktober, Sais = Saisonmittelwert von April bis Oktober.

2.6.3 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen

Tabelle 14: Trophie-Klassengrenzen für Algenklassen-Metrics in geschichteten Tieflandseen, gültig für natürliche und KEV-Seen. BV = Biovolumen, JO = Mittelwert von Juli bis Oktober.

Trophie-Index	geschichtete Tieflandseen (Seetypen 10 und 13)			
	Bacillario+Chlorophyceae BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Chrysophyceae- Dominanz-Saisonmittel (%)	Cryptophyceae BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Dino+Cyanophyceae BV-JO (mm ³ /L)
1,25	0,18	10,1	0,07	0,14
1,50	0,24	7,7	0,10	0,22
1,75	0,32	5,9	0,13	0,34
2,00	0,43	4,5	0,18	0,53
2,25	0,57	3,4	0,25	0,83
2,50	0,77	2,6	0,34	1,3
2,75	1,03	2,0	0,47	2,0
3,00	1,38	1,5	0,65	3,1
3,25	1,86	1,2	0,89	4,8
3,50	2,49	0,9	1,22	7,4
4,00	4,47	0,5	2,30	17,9
4,50	8,04	0,3	4,34	43,1
		nur für Dominanzen ≥ 0,4 %		

Im Fall des Chrysophyceen -Metric war es für die Plausibilität der Ergebnisse notwendig, ein Mindest-Biovolumen zu definieren, oberhalb dessen die Einstufung dann anspricht.

In manchen Tagebauseen, z.B. Hufeisensee (ST), Neffelsee (NW), Sandersdorfer See (ST) oder Raßnitzer See (ST) sowie in manchen Baggerseen in BW, wurden weniger Chrysophyceen gefunden als in natürlichen Seen vergleichbarer Trophie. Dies führt zu größeren Streuungen in diesem Teil-Index (s. Tabelle 15). Im Gesamtkontext wiesen die Chrysophyceen jedoch eine ausreichende Eignung auf.

Tabelle 15: Trophie-Klassifikation in geschichteten Tieflandseen - natürliche und KEV-Seen - mit Algenklassen. (y = AK-Trophieklassifikations-Index; x = jeweiliger Algenklassen-Parameter; BV = Phytoplankton-Biovolumen, % = Dominanz; Sais = Saisonmittelwert, fett gedruckt: Werte-Grenzen der Klassifikation.

Algenklasse oder Algenklasse-Gruppe	Funktion zur Trophieklassifizierung	Bestimmtheitsmaß R ² der exponentiellen Anpassung zwischen AK-Kenngröße und TP-BM-Index
Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 0,8524 \cdot \ln(x) + 2,7229$	0,52
Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz ≥ 0,4%	$y = -0,924 \cdot \ln(x) + 3,383$	0,36
Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 0,7884 \cdot \ln(x) + 3,3432$	0,62
Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 0,5693 \cdot \ln(x) + 2,3579$	0,63

Anhand der Klassengrenzen in Tabelle 14 und der Formeln in Tabelle 15 kann eine Trophieklassifikation mit dem relativen oder absoluten Vorkommen der Algenklassen durchgeführt

werden. Der so berechnete Klassifikations-Index ist auf die Skala des Trophie-Index kalibriert. Unter Abgleich mit der Referenztrophie der Seetypen (vgl. Kap. 2.3) wurden die Bewertungsfunktionen abgeleitet (s. Tabelle 16).

Tabelle 16: Seetyp- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen für geschichtete Tieflandseen. (y = Algenklassen-Metric/Bewertungszahl, x = jeweiliger Parameter, JO = Juli bis Oktober).

Seetyp	Algenklassen-Parameter	Bewertungsfunktionen
13 (k)	Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,7049 * \ln(x) + 3,4457$
	Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz > 0,4%	$y = - 1,848 * \ln(x) + 4,766$
	Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,5768 * \ln(x) + 4,6864$
	Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 1,1387 * \ln(x) + 2,7158$
10.1 (k)	Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,7049 * \ln(x) + 2,9457$
	Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz > 0,4%	$y = - 1,848 * \ln(x) + 4,266$
	Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,5768 * \ln(x) + 4,1864$
	Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 1,1387 * \ln(x) + 2,2158$
10.2 (k)	Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,7049 * \ln(x) + 2,4457$
	Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz > 0,4%	$y = - 1,848 * \ln(x) + 3,766$
	Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,5768 * \ln(x) + 3,6864$
	Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 1,1387 * \ln(x) + 1,7158$

2.6.4 Korrelation zwischen Algenklassen-Index und Stressor-Kenngrößen

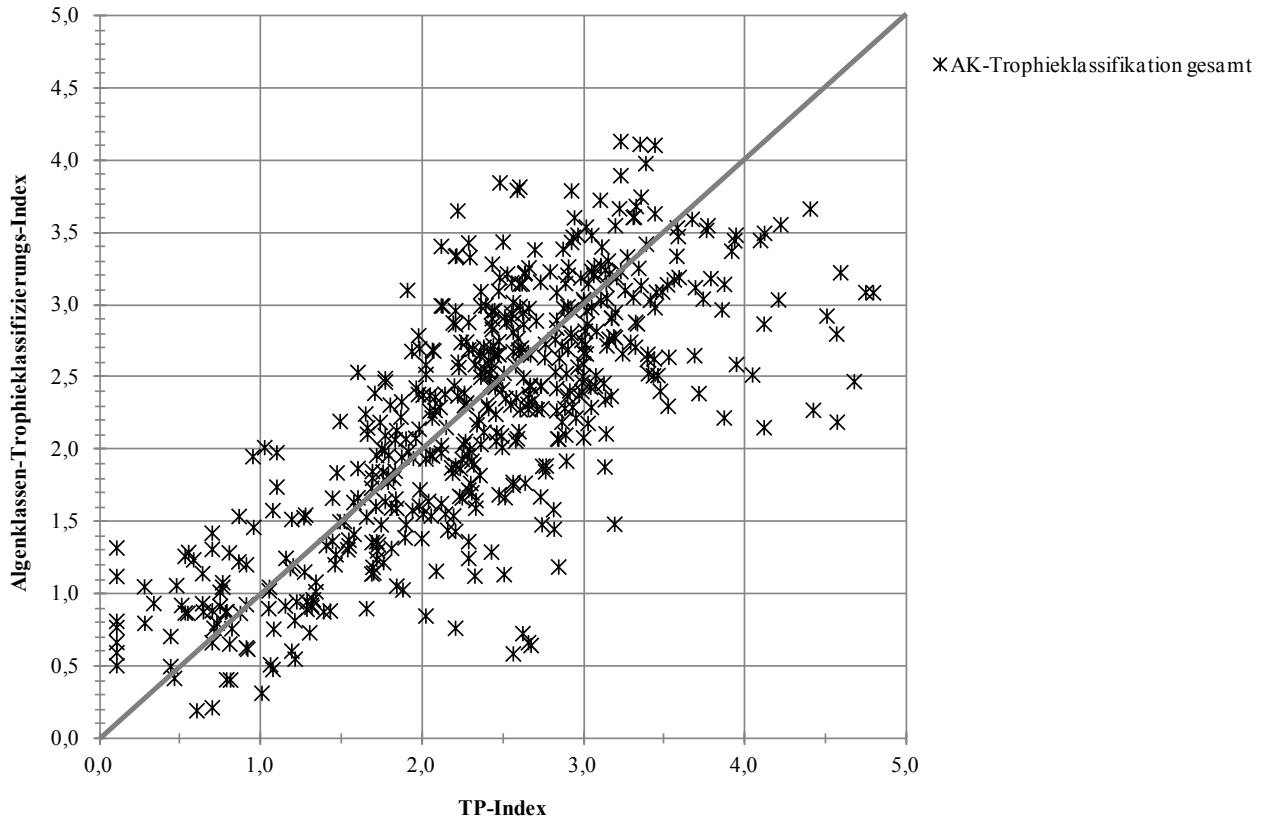


Abb. 16: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-Index. Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen, N = 518, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

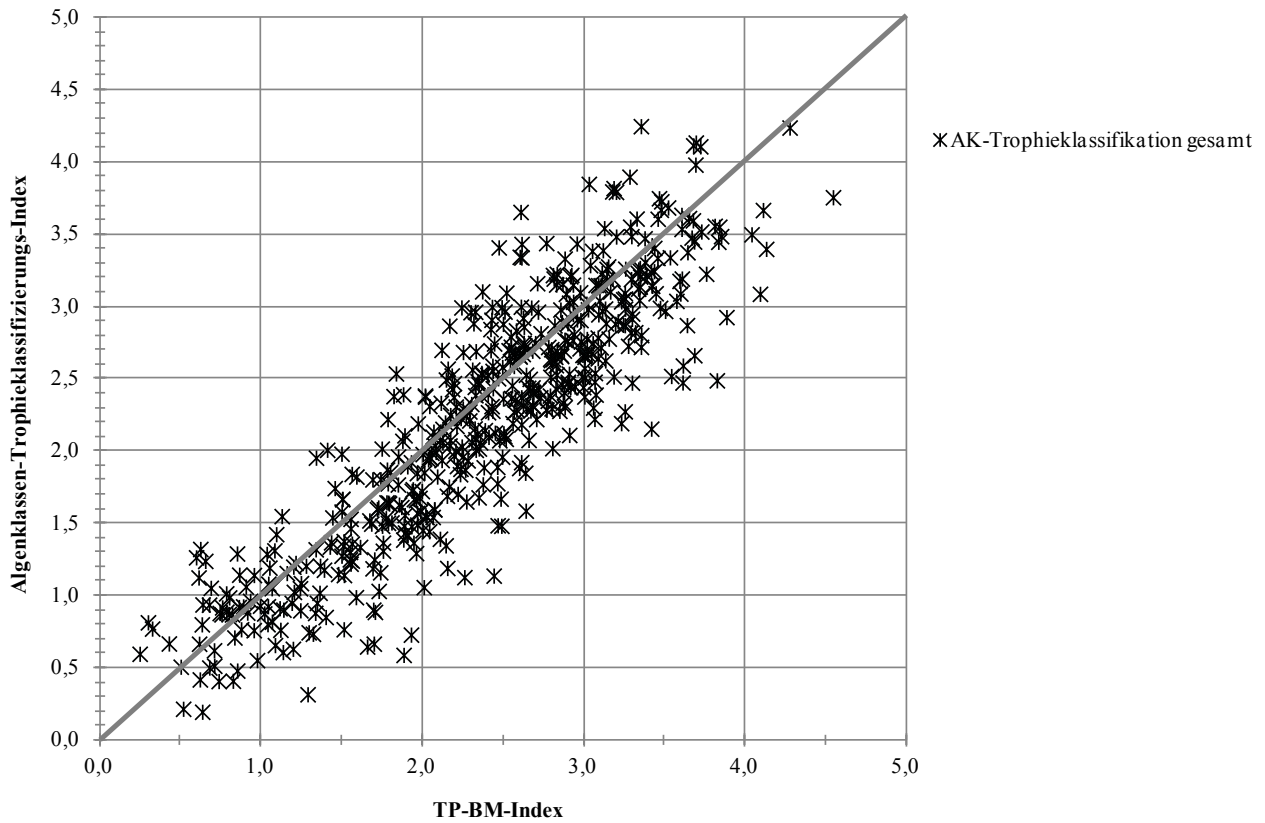


Abb. 17: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-BM-Index. Kalibrationsdatensatz gesch TL-Seen, N = 542, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die Tests zur Korrelation der Algenklassen-Trophieklassifizierung (Anwendung der Formeln in Tabelle 15) mit den Stressor-Kenngrößen TP-Index und TP-BM-Index (Berechnung s. Kap. 2.3) zeigen gute Korrelationen und relativ geringe Streuungen um die Ausgleichsgerade. Eine Eignung der Verwendung von Algenklassen zur Trophie-Indikation ist hiermit gut belegt. Die Vorteile des multimetrischen Ansatzes kommen bei den Algenklassen im Besonderen zum Tragen. Die Indikations-Schwächen einzelner Algenklassen bzw. deren "Versagen" bei der Ansprache einzelner Seen werden im Gesamtindex gut kompensiert, so dass insgesamt eine gute Zuverlässigkeit der Indikation hergestellt wird.

2.6.5 Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für geschichtete Tief-landseen

Die in den vorhergehenden Kapiteln entwickelte Algenklassen-Trophie-Bewertung für die Seetypen 10.1, 10.2 und 13 inklusive der KEV-Seen wird in der Abb. 18 der bisherigen Algenklassenbewertung gegenübergestellt. Als Kalibrations- bzw. Stressor-Kenngröße wurde die Bewertungsgröße ÖQ TP-BM-Index und ÖQ TP-Index (s. Kap. 2.3) verwendet.

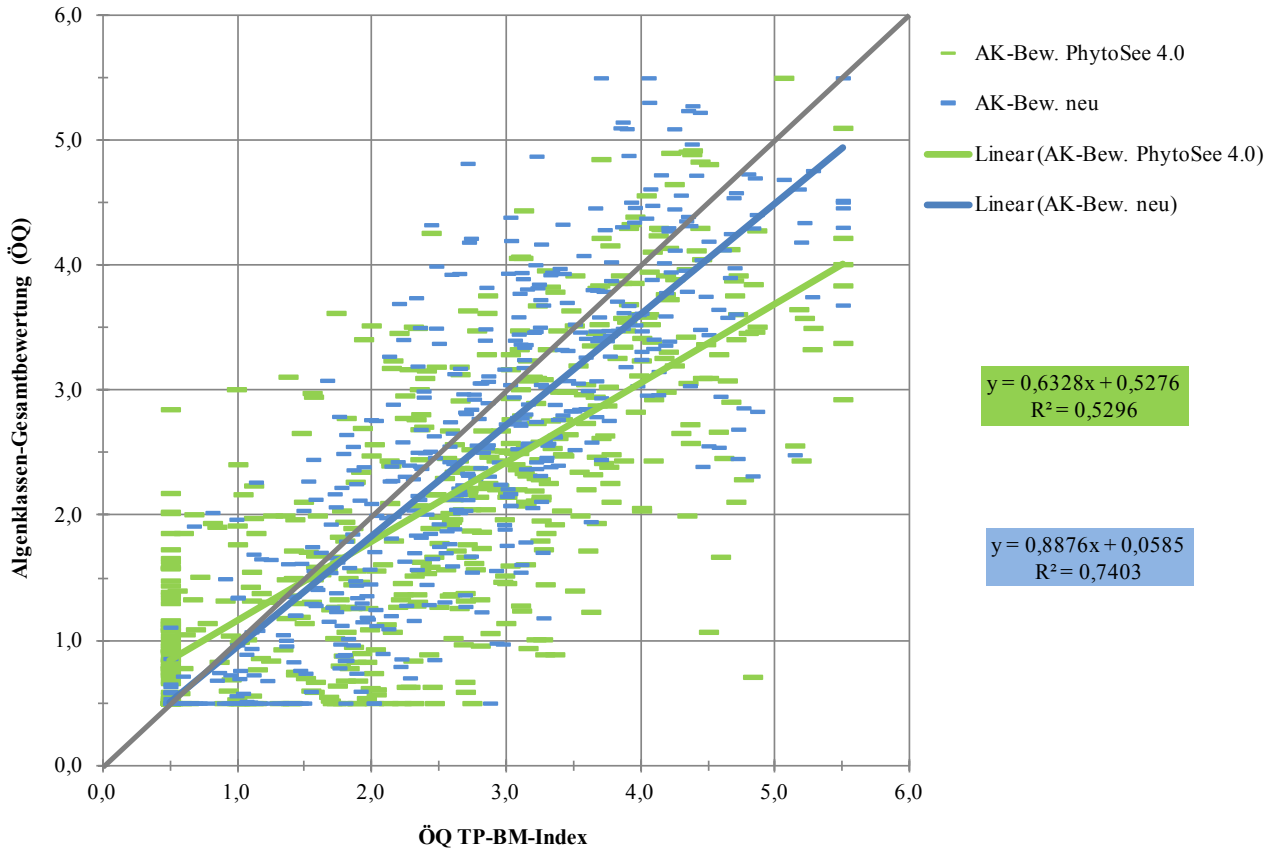


Abb. 18: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in geschichteten Tieflandseen der Seetypen 10.1, 10.2 und 13 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) auf Basis des TP-BM-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, N = 542.

Sowohl die Kalibration zum Stressor Trophie (Lage der linearen Kurvenanpassung zur Ausgleichsgeraden) als auch die Streuung (s. R^2 in Abb. 18) konnten mit den neuen Anpassungen deutlich verbessert werden. Die neue Algenklassenbewertung stützt sich darüber hinaus auf das Vorkommen von sechs z.T. kombinierten Algenklassen (s. Tabelle 16), während der bisherige lediglich auf vier Algenklassen basierte (s. Tabelle 11). Des Weiteren können mit dem neuen Ansatz natürliche und KEV-Seen gemeinsam klassifiziert bzw. bewertet werden.

Betrachtet man zur Beurteilung des Ergebnisses die Korrelation der Bewertungen zu einer Gesamtposphor-Kenngröße (ÖQ TP-Index, s. Kap. 2.3) so ergeben sich wiederum abweichende Kalibrationen. Die neue Bewertung stellt aber hinsichtlich dieser Kenngröße ebenfalls eine deutliche Verbesserung dar. Die Kenngröße ÖQ TP-Index hat in der vorliegenden Fragestellung ihre Schwächen, die im Kap. 2.3 erläutert werden, so dass das vorliegende Ergebnis als erfolgreiche Kalibration angesehen werden kann.

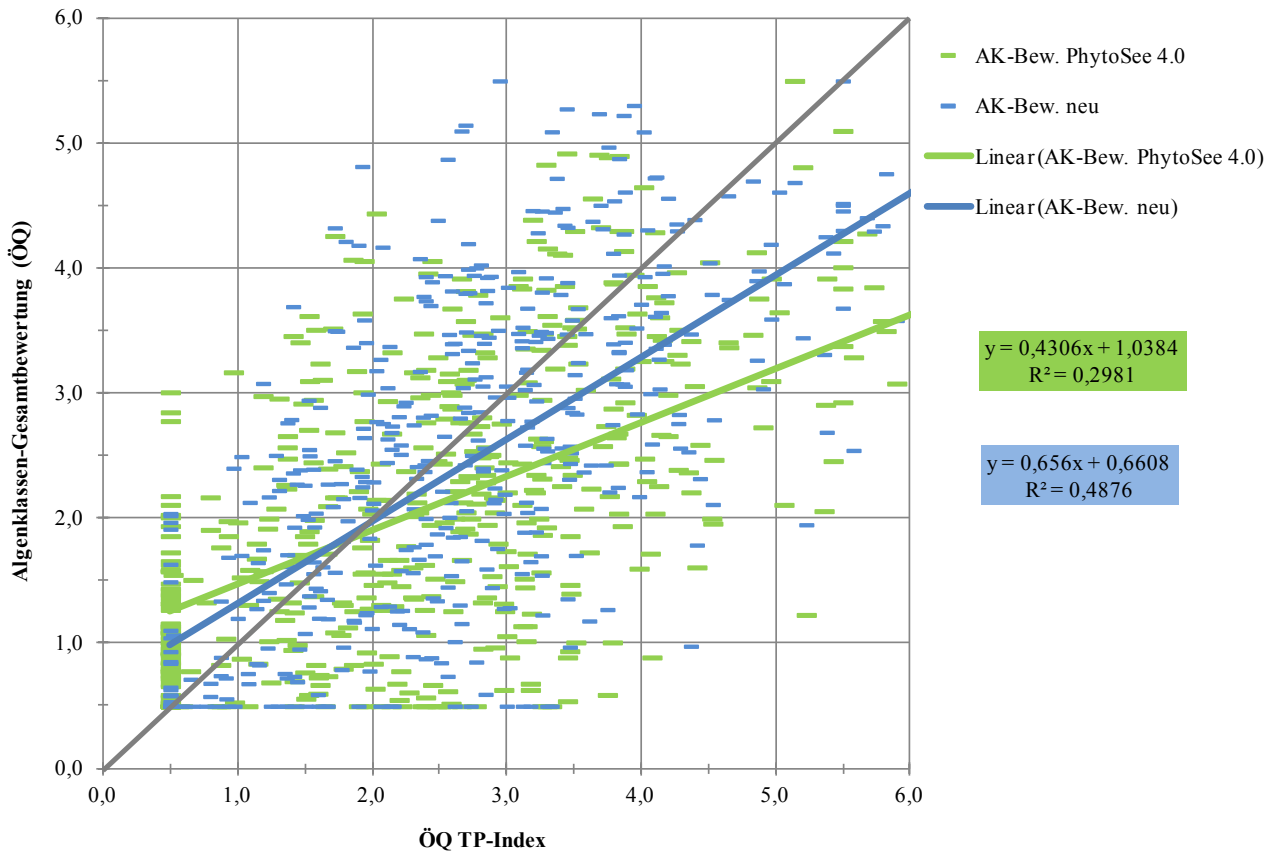


Abb. 19: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in geschichteten Tieflandseen der Seetypen 10.1, 10.2 und 13 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) auf Basis des TP-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, N = 521.

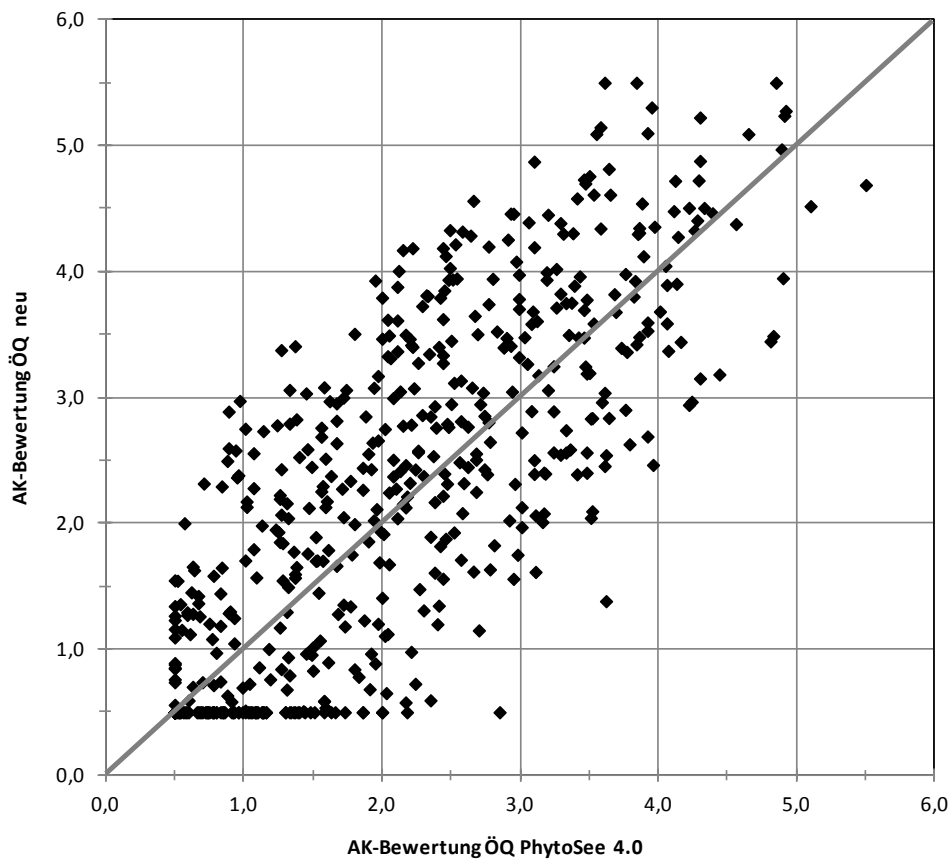


Abb. 20: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in geschichteten Tieflandseen (graue Linie = 1 : 1-Gerade).

Der Vergleich zwischen bisheriger und neu angepasster AK-Bewertung ergibt im Mittel eine strengere Bewertung mit den neuen Formeln (s. Abb. 20). Betrachtet man die "Fehler" der bisherigen AK-Bewertung in Abb. 18, so kann man die mit der Korrektur kommenden Veränderungen bereits erahnen, da die bisherige Bewertung bereits ab der H/G-Grenze (ÖQ von 1,5) tendenziell zu gute Werte ermittelt.

2.7 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für polymiktische Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung

Zur Überprüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) in den Seetypen 11, 12 und 14 wurden zwei Methoden gewählt:

1. Prüfung der Bewertungsformeln –prinzipieller Aufbau des Bewertungssystems - sowie Prüfung der Bewertungsergebnisse nach bisherigem Verfahren gegenüber der Ökologischen Qualität (ÖQ) gemäß TP-BM-Index (Erläuterung des Index Kap. 2.3).
2. Erstellen einer Spearman-Rangkorrelations-Matrix mit den Trophiekenngrößen TP-Index und TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) und der Biovolumina und Dominanzen (Saisonmittelwerte und Mittelwerte Juli-Oktober) der Algenklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae und Euglenophyceae. Ziel: Vorauswahl von indikativen Algenklassen.

Auf Basis der Auswertungen und Regressionsanalysen werden Formeln zur Trophie-Klassifikation und –Bewertung erarbeitet. Anschließend werden die Bewertungsansätze validiert und nochmals verbessert.

2.7.1 Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)

Tabelle 17: Bisherige Formeln der Algenklassenbewertung je nach Seetyp (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) sowie Lage der seetypspezifischen Referenztrophy nach MISCHKE *et al.* (2008). Sortierung nach Referenztrophy.

PP-Seetyp	Referenztrophy/ Grenze sehr gut/gut Trophieklasse nach LAWA (1999)	Algenklassen-Bewertungsformel zur Berechnung der ÖQ	Bemerkung/Kritikpunkte
Chlorophyceae			
14	2,25 (mesotroph 2)	wenn BV-JO > 1 mm ³ /L dann ÖQ 5	keine kontinuierliche Bewertung, Anpassung einer Bewertungsfunktion müsste möglich sein
11.2	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 0,9982 * \ln(BV-JO) + 3,3997$	
12	3,00 (eutroph 2)	wenn BV-JO > 1 mm ³ /L dann ÖQ 5	keine kontinuierliche Bewertung, Anpassung einer Bewertungsfunktion müsste möglich sein, gleiche Grenzwerte für sehr unterschiedliche Seetypen ist unplausibel
14k	2,25 (mesotroph 2)	wenn BV-JO > 1 mm ³ /L dann ÖQ 5	
11.1k	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 0,9982 * \ln(BV-JO) + 2,8997$	
11.2k	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,1549 * \ln(BV-JO) + 3,6977$	
Cyanobacteria			
11.1	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,4531 * \ln(BV-JO) + 0,8916$	
11.2	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,1842 * \ln(BV-JO) + 1,0257$	
12	3,00 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 2,357 * \ln(BV-JO) - 2,0989$	
11.1k	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,1842 * \ln(BV-JO) + 0,5217$	
11.2k	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,3144 * \ln(BV-JO) + 0,9645$	
12k	3,00 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,4219 * \ln(BV-JO) + 0,5595$	Algenklassen-Bewertung bei Typ 12k bisher auf inaktiv gesetzt, da keine Korrelation mit Stressor Trophie
Dinophyceae + Cyanobacteria			
14	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,3659 * \ln(BV-JO) + 1,3696$	
14k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,0422 * \ln(BV-JO) + 2,1775$	
Dinophyceae			
11.2	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4427 * \ln(\% - JO) + 4,8219$	
11.1k	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4427 * \ln(\% - JO) + 4,3219$	
11.2k	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = -2,1747 * \ln(\% - JO) + 6,4957$	

ÖQ = Ökologische Qualität; Seetypen mit Suffix k = KEV-Seen; PP = Phytoplankton; BV = Biovolumen in mm³/L; % = Dominanz; JO = Juli-Oktober-Mittelwert.

Der bisher gültige Bewertungsansatz für TL-Seen sieht eine Trennung von natürlichen und KEV-Seen vor (s. Tabelle 17). Die KEV-Seen werden als k-Typen typisiert (z.B. 13k) und wurden bisher mit eigenen, seetypspezifischen Algenklassen-Funktionen und einer eigenen Indikatorliste bewertet ("TpolyAWB"). Nach Prüfungen von HOEHN *et al.* (2009) hatten weder die Anwendung der AK-Metrics für natürliche Seetypen noch die entsprechenden Indikatorlisten nach MISCHKE *et al.* (2008 und 2009a) zu plausiblen Bewertungsergebnissen für die KEV-Seen im Tiefland (v.a. Baggerseen und Tagebauseen) geführt und es waren eigene Bewertungsansätze erarbeitet worden.

Die bisherigen Algenklassen-Bewertungsformeln zeigen folgende Auffälligkeiten:

- Alle Bewertungsformeln beziehen sich auf den Sommermittelwert JO.
- Für den Typ 11.1 basiert die AK-Bewertung auf nur einer AK-Gruppe, den Cyanobacteria.
- Für die polymiktischen Tieflandseen wurden bisher lediglich die Algenklassen Chloro- und Dinophyceae sowie Cyanobacteria als indikativ ermittelt.

Grafische Validierung der Algenklassen-Metrics für polymiktische Tieflandseen (Chlorophyceae sowie Dinophyceae und/oder Cyanobacteria) nach dem bisherigen Bewertungsverfahren Version PhytoSee 4.0:

Die "grafische Prüfung" der bisherigen AK-Bewertung erfolgt entlang der Stressor-Kenngröße "ÖQ TP-BM-Index" (s. Kap. 2.3). Eine Metric-Anpassung ist dann als gelungen anzusehen, wenn eine gute Korrelation mit dem Stressor Trophie besteht, d.h. wenn die lineare Regressions-Anpassung der Datenpunkte nahe der Ausgleichsgeraden liegt und eine geringe Streuung aufweist.

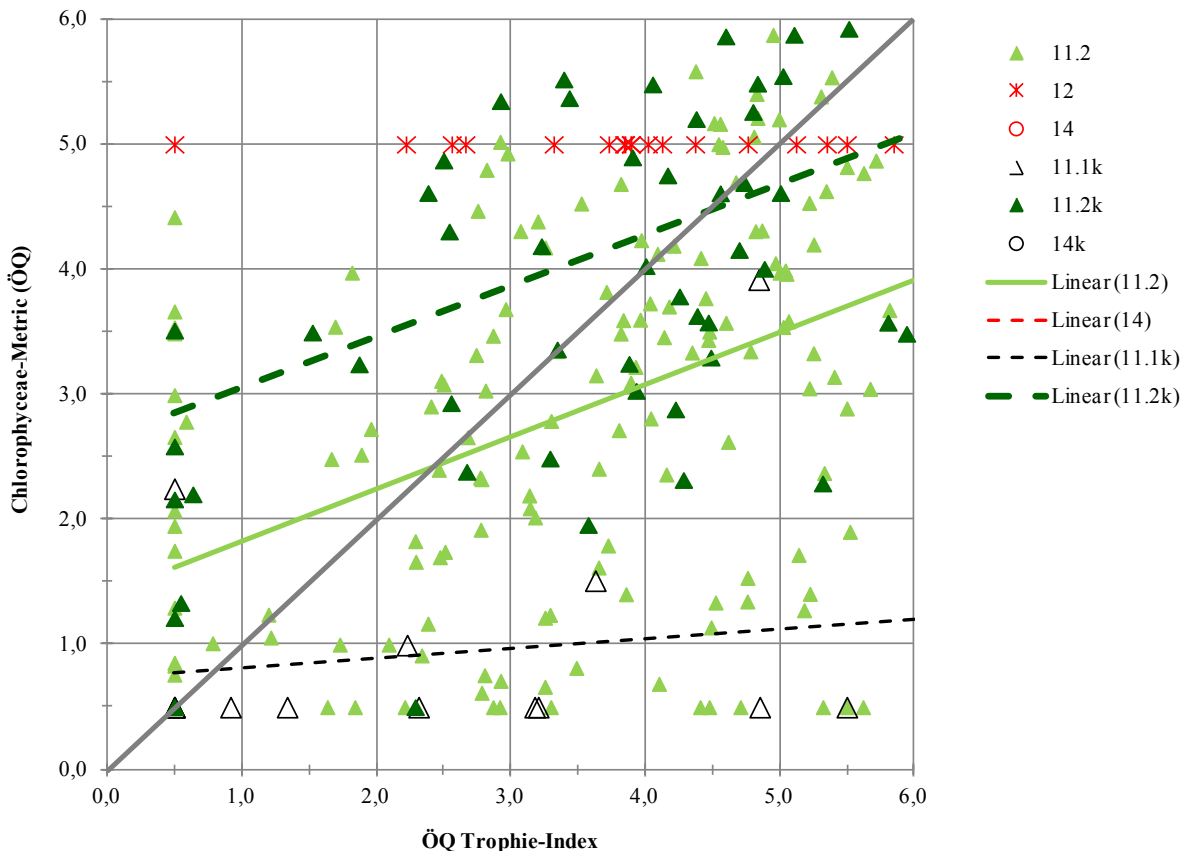


Abb. 21: Validierung der bisherigen **Chlorophyceae-Bewertung** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 11, 12 und 14. Kalibrationsdatensatz N = 373.

In der Darstellung des bisherigen Chlorophyceae-Metric (Abb. 21) fällt auf, dass in keinem Fall ein See des Typs 14 oder 14k angesprochen wird (runde Signaturen), d.h. die gesetzte Grenze von $1 \text{ mm}^3/\text{L}$ wird in dieser Art von Seen nicht erreicht. In den Flusseen wird diese Grenze häufiger erreicht und die Jahrgänge erhalten dann die ÖZK 5 = Klassenmitte "schlecht". Die Anwendung einer identischen Biomasse-Grenze für eutrophe Flusseen und den sehr viel nährstoffärmeren Typ 14 ist schon von der Theorie her nicht plausibel. Des Weiteren wäre zu prüfen, ob für die beiden Seetypen nicht eine kontinuierliche Bewertung der Chlorophyteen-Biomasse möglich wäre.

Die Chlorophyceae-Bewertungen für die Seetypen 11.2 und 11.2k weisen zwar eine schwache Korrelation mit dem TP-BM-Index auf, zeigen jedoch große Streuungen und Fehlkalibrationen auf. Für den Seetyp 11.1k ist keine Korrelation zwischen Bewertung und TP-BM-Index zu erkennen.

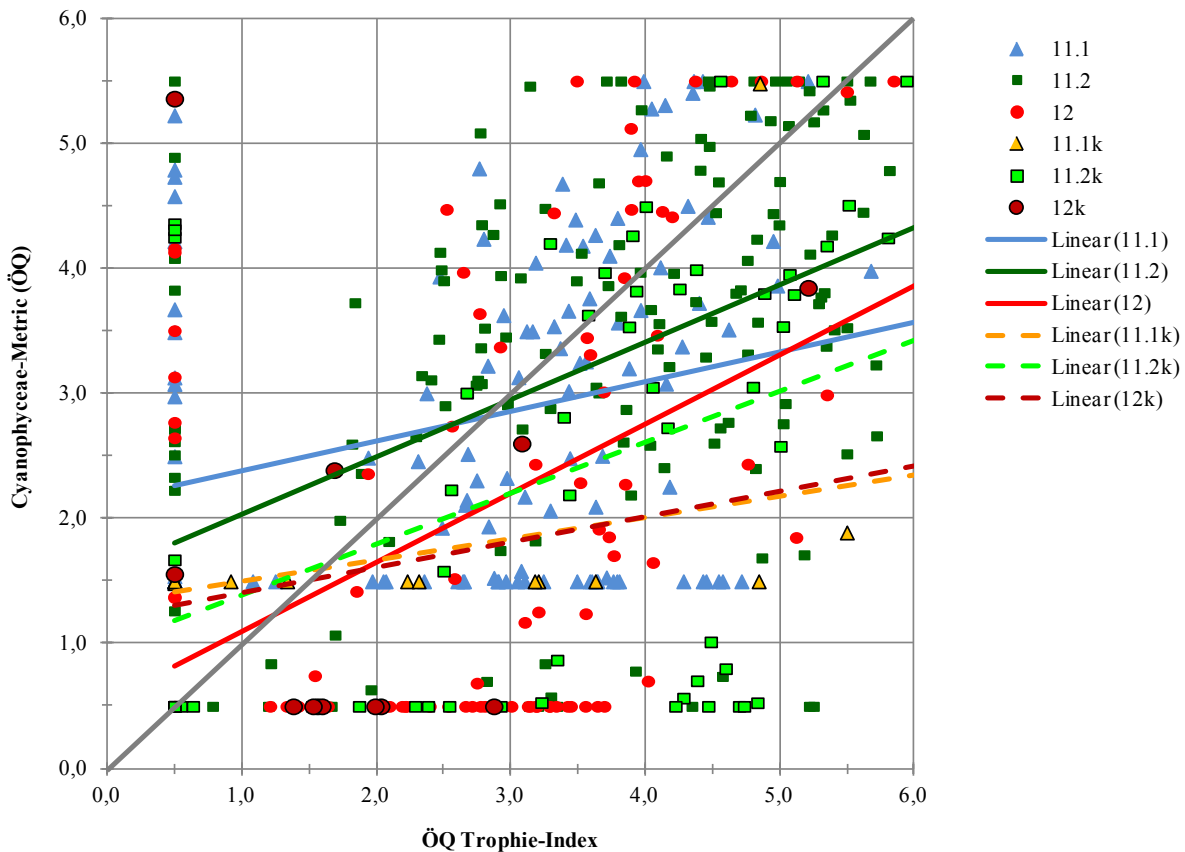


Abb. 22: Validierung der bisherigen **Cyanophyceae-Bewertung** (BV-JO) entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 11 und 12 (k). Kalibrationsdatensatz $N = 477$.

Das Cyanophyceae-Metric zeigt für keinen Seetyp eine stimmige Kalibration (Abb. 22). Am besten stellt sich die Bewertung für den Typ 11.2 dar. Es zeigt sich, dass nicht alle eutropheren Seen hohe Cyanophyteen-Biomassen aufweisen. Auf der anderen Seite der Skala wird deutlich, dass auch nicht alle "sehr guten" Seen geringe Cyanophyteen-Biomassen besitzen. Möglicherweise stellt die Kombination mit den Dinophyceae oder das Einführen von Mindest-Biovolumina-Grenzen eine Lösung dieser Probleme dar.

Das Teil-Metric Dino+Cyanophyceae hat für den Seetyp 14 vermutlich ein gutes Potenzial (Abb. 23), weist jedoch in beiden Fällen noch Verbesserungsbedarf auf.

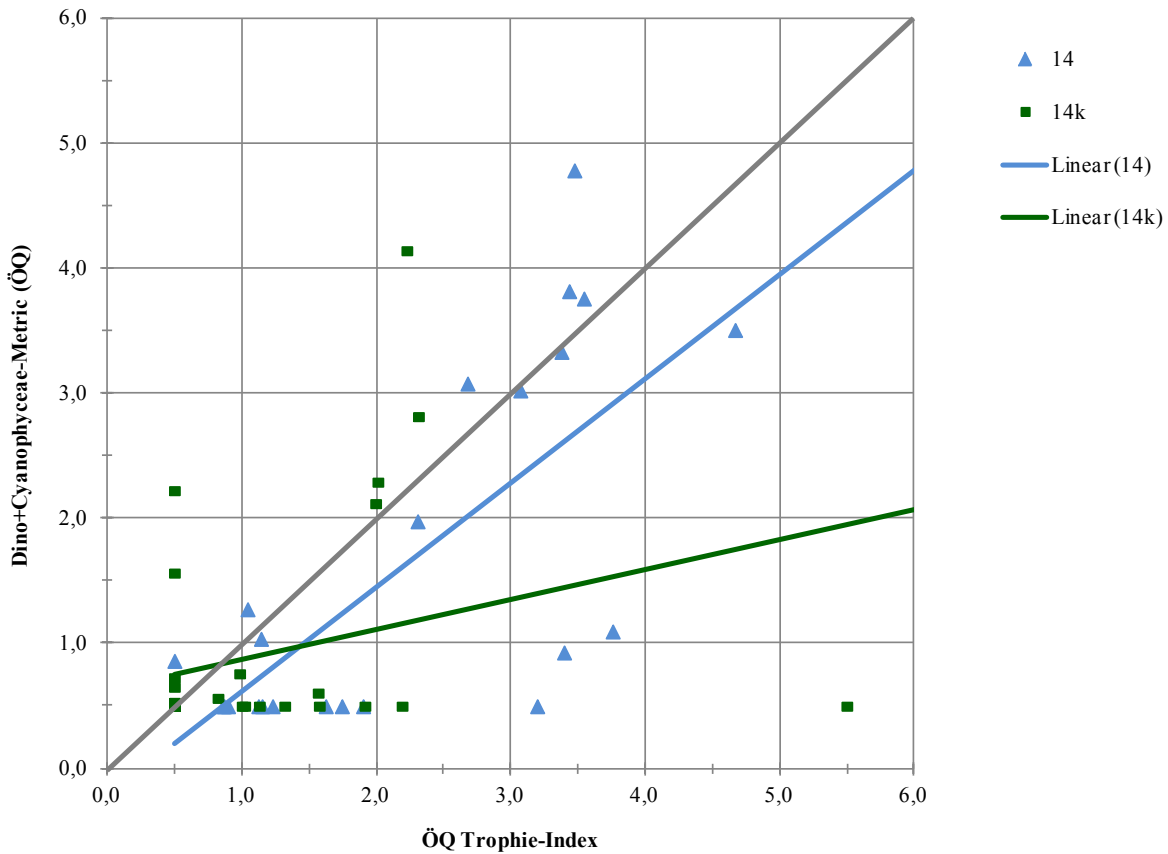


Abb. 23: Validierung der bisherigen **Dino+Cyanophyceae-Bewertung** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 14 und 14k. Kalibrationsdatensatz N = 28.

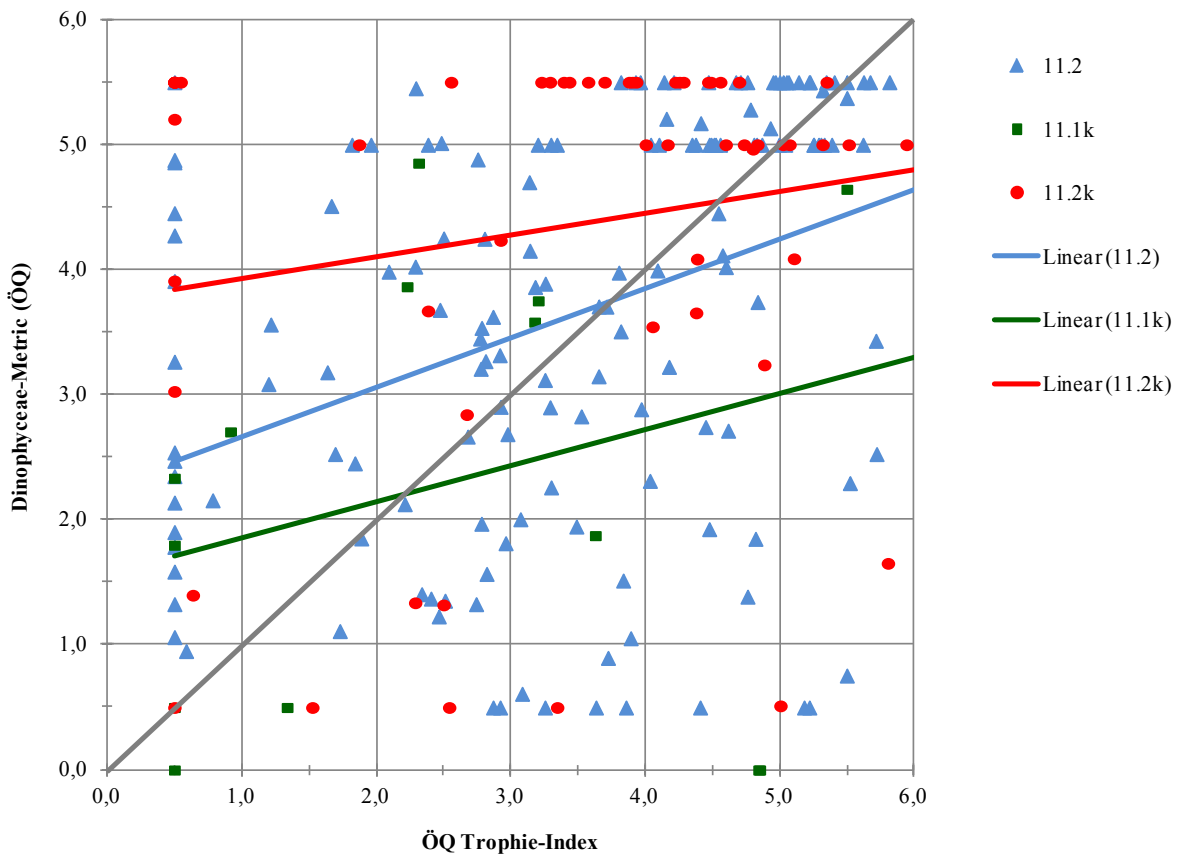


Abb. 24: Validierung der bisherigen **Dinophyceae-Bewertung** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 11.2, 11.1k und 11.2k. Kalibrationsdatensatz N = 231.

Die Eignung des Dinophyceen-Metrics zur Trophie-Bewertung ist nach der Abb. 24 in Frage zu stellen. Die linearen Kurvenanpassungen zeigen eine nur geringe Korrelation zum Stressor Trophie und die Streuung der Werte ist besonders groß.

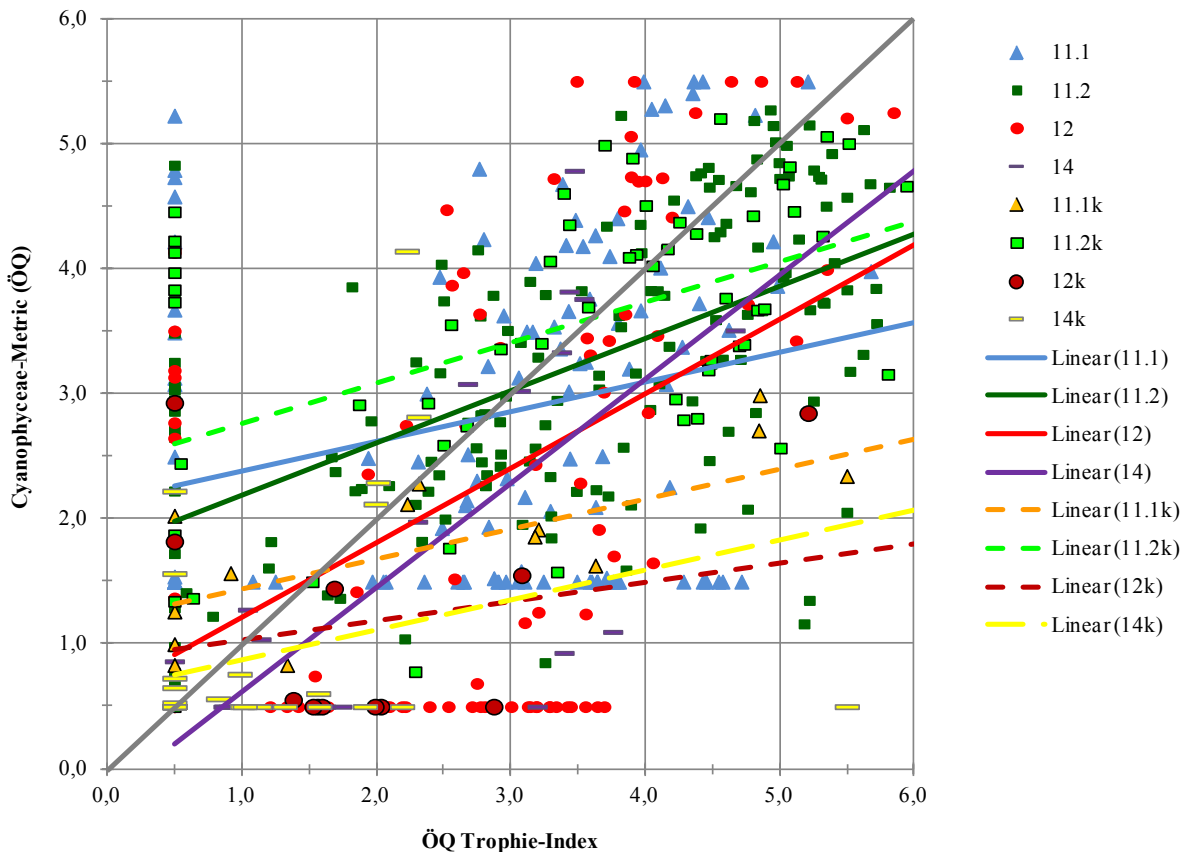


Abb. 25: Validierung der bisherigen **Algenklassenbewertung gesamt** der Seetypen 11, 12 und 14 (k) entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen). Kalibrationsdatensatz N = 505.

Fazit der Validierung der bisherigen AK-Bewertung:

Keiner der bisher verwendeten Teil-Metrics weist eine zufriedenstellende Kalibration und akzeptable Streuung auf. Im "Algenklassen-Metric gesamt" können die Schwächen der Teilmetrics nicht kompensiert werden, so dass für alle Metrics eine Überarbeitung zu empfehlen ist. Besonderes Augenmerk bei der Neukalibration ist auf den Umgang mit Nullwerten der Algenklassen z.B. mit dem Befund "kein Cyanophyceen-Biovolumen gefunden" zu richten.

2.7.2 Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration

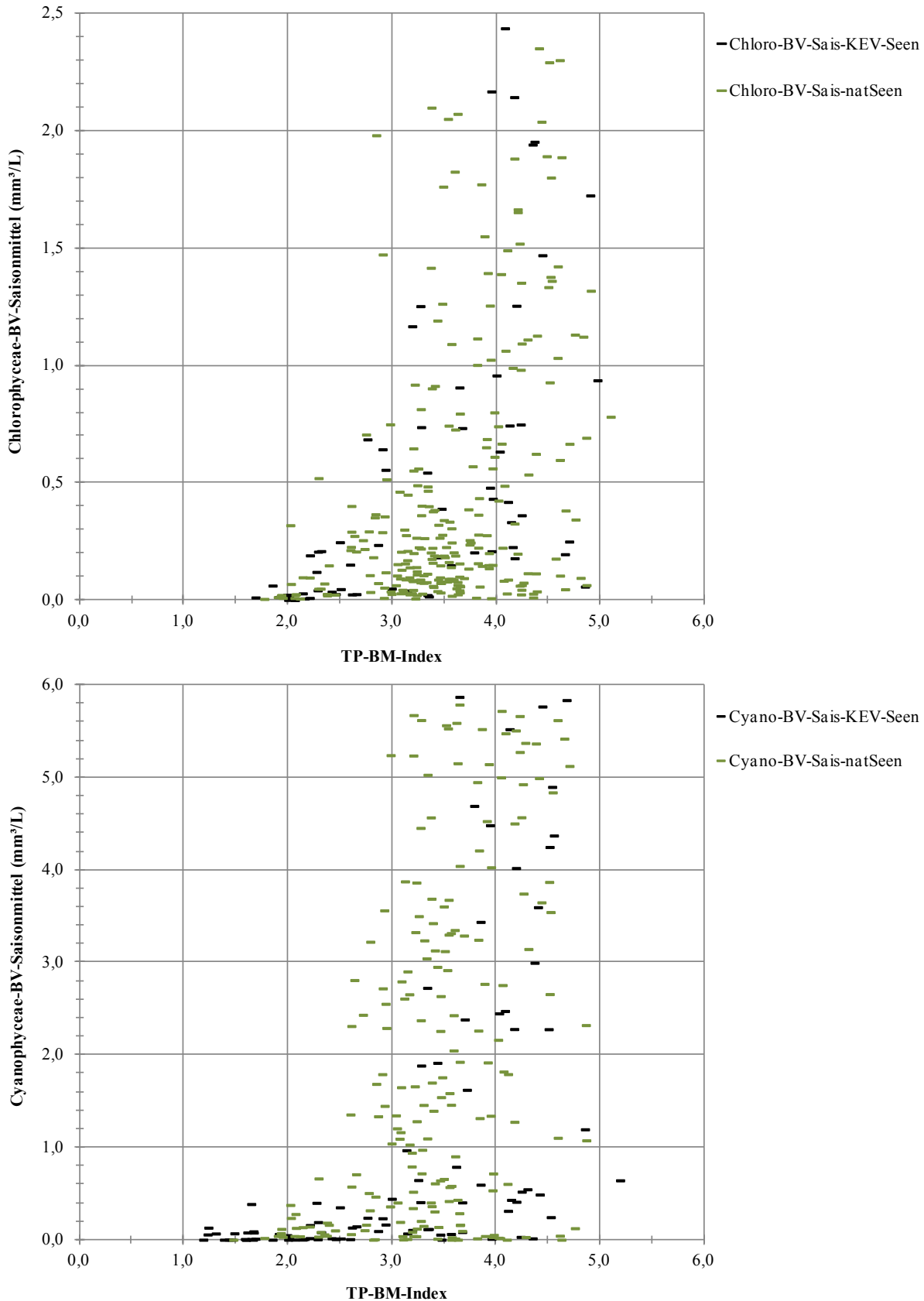


Abb. 26: Biovolumen-Saisonmittel (BV-Sais) der **Chlorophyceae** und **Cyanophyceae** in polymiktischen natürlichen und KEV-Seen des norddeutschen Tieflands. Seetypen 11 und 14 (k). Kalibrationsdatensatz N = 405.

Zunächst erfolgte eine Überprüfung, ob natürliche und KEV-Seen hinsichtlich Algenklassen-Bewertung gemeinsam behandelt werden können. Bisher wurden die beiden Gruppen getrennt voneinander bewertet. An den Beispielen Chlorophyceae und Cyanophyceae (s. Abb. 26) wird

deutlich, dass sich die polymiktischen KEV-Seen in die größere Gruppe der natürlichen Seen gut eingliedern lassen. Eine gemeinsame Behandlung der beiden Gruppen ist deshalb möglich und sinnvoll.

Tabelle 18: Korrelationskoeffizienten der Spearman-Rangkorrelation (SPSS 11.0.0) zwischen Trophiekenngrößen und dem Vorkommen von Algenklassen (Dominanz oder Biovolumen) in polymiktischen Tieflandseen.

Kalibrations- kenngrößen versus...	Bacillario- phyceae		Chloro- phyceae		Chryso- phyceae		Crypto- phyceae		Cyano- bacteria		Dino- phyceae		Eugleno- phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
	Saisonmittelwert													
Mittelwert	Seetypen 11, 12 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,39	0,00	0,47	0,21	-0,22	-0,41	0,30	-0,19	0,33	0,18	-0,25	-0,53	0,18	0,04
Irrtumswahrsch.	0,000	0,932	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,348
TP-BM-Index	0,49	-0,12	0,59	0,14	-0,17	-0,45	0,40	-0,35	0,60	0,39	-0,09	-0,53	0,29	0,07
Irrtumswahrsch.	0,000	0,006	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,037	0,000	0,000	0,108
Mittelwert	Seetypen 11 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,37	-0,10	0,54	0,24	-0,20	-0,42	0,37	-0,19	0,37	0,20	-0,21	-0,53	0,27	0,12
Irrtumswahrsch.	0,000	0,036	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,020
TP-BM-Index	0,49	-0,17	0,63	0,16	-0,16	-0,46	0,44	-0,36	0,61	0,39	-0,10	-0,56	0,35	0,11
Irrtumswahrsch.	0,000	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,052	0,000	0,000	0,022
Mittelwert	Seetyp 12 (mit k)													
TP-Index	0,29	0,00	0,16	0,02	-0,43	-0,48	0,07	-0,19	0,21	0,14	-0,13	-0,24	-0,17	-0,24
Irrtumswahrsch.	0,003	0,967	0,115	0,820	0,000	0,000	0,505	0,053	0,032	0,167	0,203	0,018	0,091	0,018
TP-BM-Index	0,46	-0,27	0,40	0,04	-0,31	-0,47	0,32	-0,28	0,63	0,42	0,18	-0,10	0,05	-0,08
Irrtumswahrsch.	0,000	0,007	0,000	0,680	0,002	0,000	0,001	0,005	0,000	0,000	0,076	0,300	0,587	0,406
	Mittelwert von Juli bis Oktober													
Mittelwert	Seetypen 11, 12 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,41	0,07	0,43	0,16	-0,33	-0,45	0,20	-0,26	0,33	0,16	-0,26	-0,52	0,11	0,00
Irrtumswahrsch.	0,000	0,111	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	0,964
TP-BM-Index	0,47	-0,06	0,54	0,11	-0,27	-0,46	0,30	-0,39	0,60	0,37	-0,13	-0,51	0,22	0,04
Irrtumswahrsch.	0,000	0,164	0,000	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000	0,000	0,342
Mittelwert	Seetypen 11 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,40	0,00	0,50	0,19	-0,26	-0,42	0,26	-0,27	0,37	0,18	-0,22	-0,50	0,19	0,06
Irrtumswahrsch.	0,000	0,927	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,219
TP-BM-Index	0,47	-0,08	0,58	0,14	-0,23	-0,44	0,33	-0,40	0,60	0,36	-0,13	-0,53	0,27	0,09
Irrtumswahrsch.	0,000	0,092	0,000	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,086
Mittelwert	Seetyp 12 (mit k)													
TP-Index	0,28	0,04	0,13	-0,03	-0,56	-0,59	-0,05	-0,29	0,24	0,16	-0,17	-0,29	-0,14	-0,21
Irrtumswahrsch.	0,004	0,723	0,197	0,763	0,000	0,000	0,609	0,004	0,015	0,117	0,091	0,003	0,168	0,040
TP-BM-Index	0,37	-0,24	0,37	-0,03	-0,41	-0,51	0,19	-0,38	0,65	0,42	0,14	-0,13	0,03	-0,11
Irrtumswahrsch.	0,000	0,018	0,000	0,805	0,000	0,000	0,062	0,000	0,000	0,000	0,152	0,182	0,768	0,272

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der Algenklasse je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der Algenklasse je Zeitraum. TP-Index sowie TP-BM-Index (Erläuterung s. Kap. 2.3), Irrtumswahrsch. = Irrtumswahrscheinlichkeit, grün unterlegt = Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,001 und Korrelationskoeffizient $\geq 0,40$, Anzahl Datenpaare Typ 12 \rightarrow 100, Typ 11 und 14 \rightarrow 403 - 405, Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen.

Für die weiteren Analysen wurden nur diejenigen Algenklassen bzw. Kenngrößen weiter geprüft, die in den Spearman-Korrelationsanalysen als höchst signifikant und mit Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ selektiert wurden (s. grüne Felder in Tabelle 18). Als Kalibrationskenngrößen wurden der TP-Index und der TP-BM-Index verwendet (Erläuterung zu den Indices s. Kap. 2.3). Als Prüfgrößen wurden zwei verschiedene Abundanz-Kenngrößen - Biovolumen oder Dominanz % - sowie zwei verschiedene Mittelwerte (Saisonmittel- oder Mittelwert Juli bis Oktober) geprüft.

Tabelle 19: Getestete Algenklassen für die Trophie-Indikation in polymiktischen Tieflandseen (Seetypen 11 + 14, inklusive KEV-Seen), Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Entscheidung für die zukünftige Anwendung.

Potenzielles Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Eignung nach Validierung in Kap. 2.7.1	Eignung nach Test	Erläuterung, Korrelation zum Stressor Trophie
Bacillariophyceae BV	nein	alleine nein, gemeinsam mit Crypto	Korrelation positiv, höchst signifikant, relativ geringes Bestimmtheitsmaß
Chlorophyceae-BV	Chlorophyceae-BV-JO, große Streuung, Kalibration zu verbessern	ja	positive Korrelation, Chlorophyceae-BV-Sais hat bessere Korrelation als JO
Cryptophyceae BV	nein	alleine nein, jeweils gemeinsam mit Crypto und Cyano	positive Korrelation des BV, geringes Bestimmtheitsmaß
Bacillario+Cryptophyceae BV	nein	ja	Addition der Biovolumina hat gute positive Korrelation
Chrysophyceae %	nein	nein	negative Korrelation, kein einheitliches Verhalten
Cyanophyceae BV	im Dino-Cyan-Metric	alleine nein, gemeinsam mit Crypto	gute positive Korrelation, mit Crypto noch mal deutliche Verbesserung
Crypto+Cyanophyceae BV	nein	ja	gute positive Korrelation
Dinophyceae-BV oder %	ja, im Dino-Cyan- oder im Dinophyceae-Metric	nein	negative Korrelation, z.T. höchst signifikant jedoch kein einheitliches Verhalten
Dino+Cyanophyceae-BV	ja	nein	gegenläufige Korrelation der beiden Algenklassen, Kombination nicht sinnvoll

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der Algenklasse je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der Algenklasse je Zeitraum.
JO = Sommer-Mittelwert (BV oder Dominanz) von Juli bis Oktober, Sais = Saisonmittelwert.

Die in Tabelle 18 vorselektierten Algenklassen und Kenngrößen wurden in Grafiken und Regressionen mit dem TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) getestet und kalibriert. Die Ergebnisse der Prüfungen sind in Tabelle 19 zusammengefasst. Die Neu-Kalibrierung erfolgte zunächst über eine Trophieklassifizierung, d.h. mit Regressionen der Algenklassen zum TP-BM-Index. Im Nachgang wurden die Bewertungsfunktionen für die einzelnen Subtypen dann unter Berücksichtigung der Referenztrophie angepasst (Formel in Kap. 2.3). Die in dem Zwischenschritt entstandenen Trophieklassengrenzen und Formeln (s. Tabelle 20 und Tabelle 21) können zur Trophie-Klassifizierung in den entsprechenden Seetypgruppen verwendet werden. Die Kalibration der Trophieklassifikation erfolgte für alle polymiktischen Seen der Typen 11, 12 und 14 (inkl. k-Typen) gemeinsam ungeachtet der PP-Typologie, da angenommen wird (vgl. Tabelle 18), dass sich die Algenklassen innerhalb dieser Gruppe relativ einheitlich verhalten. Die Seetypen werden erst für die Bewertung unter Berücksichtigung ihrer typspezifischen Referenztrophie wieder differenziert behandelt.

Die Flusseen des Seetyps 12 wurden nach Prüfung ebenfalls in die Kalibration mit einbezogen. Während der Validierungsgänge wurde nochmals deutlich, dass die Flusseen (Typ 12 und 12k) mit Algenklassen-Indices sehr gut eingestuft werden können. Dies steht im Widerspruch zu den bisherigen Algenklassen-Bewertungen gemäß MISCHE *et al.* (2008) und HOEHN *et al.* (2009), wo nur eine schlechte oder keine Korrelation zwischen der Algenklassenbewertung und Stressor-Kenngrößen gefunden wurde. Die Ableitung der Bewertungsformeln erfolgt mit der für Flusseen sehr hohen Referenztrophyie von eutroph 1 (\rightarrow Trophie-Index 3,0).

Wie bei den geschichteten TL-Seen konnten die Bacillariophyceae auch bei den polymiktischen Seen als trophieindikativ erkannt werden. In Kombination mit den Cryptophyceae ergab sich eine mäßig korrelierende Kenngröße (s. Tabelle 21), welche jedoch im Zusammenspiel mit den anderen AK-Metrics zu einem guten Gesamtergebnis beiträgt. Auch für die Bewertung der Flusseen ist die Einbeziehung der Bacillariophyceae ein sinnvolles Vorgehen zur Indikation von Nährstoffreichtum in Fließgewässer-geprägten Systemen.

Die Cryptophyceae, welche in anderen Seegruppen (s. Kap. 2.6.3) eine indikative Gruppe darstellen, reagieren in den polymiktischen Seen nicht so eindeutig (s. Tabelle 18). Während das Biovolumen eine signifikante positive Korrelation zur Trophie aufweist, geht der relative Anteil der Cryptophyceae mit zunehmender Trophie zurück. In den eutrophen Seen nimmt die Dominanz insbesondere der Cyanobacteria und teilweise der Bacillariophyceae überproportional zu, sodass die Cryptophyceae zwar absolut noch zunehmen, ihre Dominanz jedoch zurückgeht. Die jeweilige Kombination der beiden genannten biomasse-starken Algenklassen mit den eher schwach korrelierten Cryptophyceae ($R^2 = 0,24$), welche jedoch im mesotrophen Bereich als Indikatoren gut anspringen, erreichen relativ hohe Bestimmtheitsmaße der Regressionen zum TP-BM-Index (Tabelle 21).

Sowohl die Chrysophyceae als auch die Dinophyceae, welche in den polymiktischen Seen eine negative Korrelation zur Trophie zeigen, konnten nicht zur Bewertung verwendet werden, da einige stark eutrophe Seen dennoch hohe Biomassen dieser Gruppen aufweisen. Es besteht der Verdacht, dass hier fakultativ mixotrophe Arten zum Zug kommen, welche bei hohen DOC-Gehalten z.B. in Mooren gefördert werden.

2.7.3 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen

Tabelle 20: Trophie-Klassengrenzen für die Algenklassen-Metrics in polymiktischen Tieflandseen der Seetypen 11, 12 und 14 (k), gültig für natürliche und KEV-Seen. BV = Biovolumen.

Trophie-Index	polymiktische Tieflandseen (Seetyp 11, 12 und 14)		
	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Chlorophyceae-BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Crypto+Cyanophyceae-BV-Saisonmittel (mm ³ /L)
1,25	0,2	0,01	0,11
1,50	0,3	0,02	0,16
1,75	0,4	0,02	0,23
2,00	0,5	0,03	0,34
2,25	0,7	0,05	0,50
2,50	0,9	0,07	0,73
2,75	1,2	0,11	1,1
3,00	1,5	0,16	1,6
3,25	2,0	0,23	2,3
3,50	2,7	0,34	3,3
4,00	4,6	0,73	7,1
4,50	8,0	1,6	15,2
5,00	13,9	3,4	32,5

Anhand der Klassengrenzen in Tabelle 20 und der Formeln in Tabelle 21 kann eine Trophieklassifizierung mit den Algenklassen-Biovolumina durchgeführt werden. Der so berechnete Klassifikations-Index ist auf die Skala des Trophie-Index kalibriert. Unter Abgleich mit der Referenztrophie der Seetypen (vgl. Kap. 2.3) wurden die Bewertungsfunktionen abgeleitet (s. Tabelle 22).

Tabelle 21: Trophie-Klassifikation in polymiktischen Tieflandseen - natürliche und KEV-Seen - mit Algenklassen. (y = AK-Trophieklassifikations-Index; x = jeweiliger Algenklassen-Parameter; BV = Phytoplankton-Biovolumen, Sais = Saisonmittelwert.

Algenklasse oder Algenklasse-Gruppe	Funktion zur Trophieklassifizierung	Bestimmtheitsmaß R ² der exponentiellen Anpassung zwischen AK-Kenngröße und TP-BM-Index
Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 0,907 * \ln(x) + 2,6112$	0,44
Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 0,6535 * \ln(x) + 4,2069$	0,40
Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 0,6577 * \ln(x) + 2,7114$	0,58

Tabelle 22: Seetyp- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen für polymiktische Tieflandseen.
(y = Algenklassen-Metric/Bewertungszahl, x = jeweiliger Parameter).

Seetyp	Algenklassen-Parameter	Bewertungsfunktionen
14 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln(x) + 2,2224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln(x) + 5,4137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln(x) + 2,4229$
11.1 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln(x) + 1,7224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln(x) + 4,9137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln(x) + 1,9229$
11.2 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln(x) + 1,2224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln(x) + 4,4137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln(x) + 1,4229$
12 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln(x) + 0,7224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln(x) + 3,9137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln(x) + 0,9229$

2.7.4 Korrelation zwischen Algenklassen-Vorkommen und Stressor-Kenngrößen

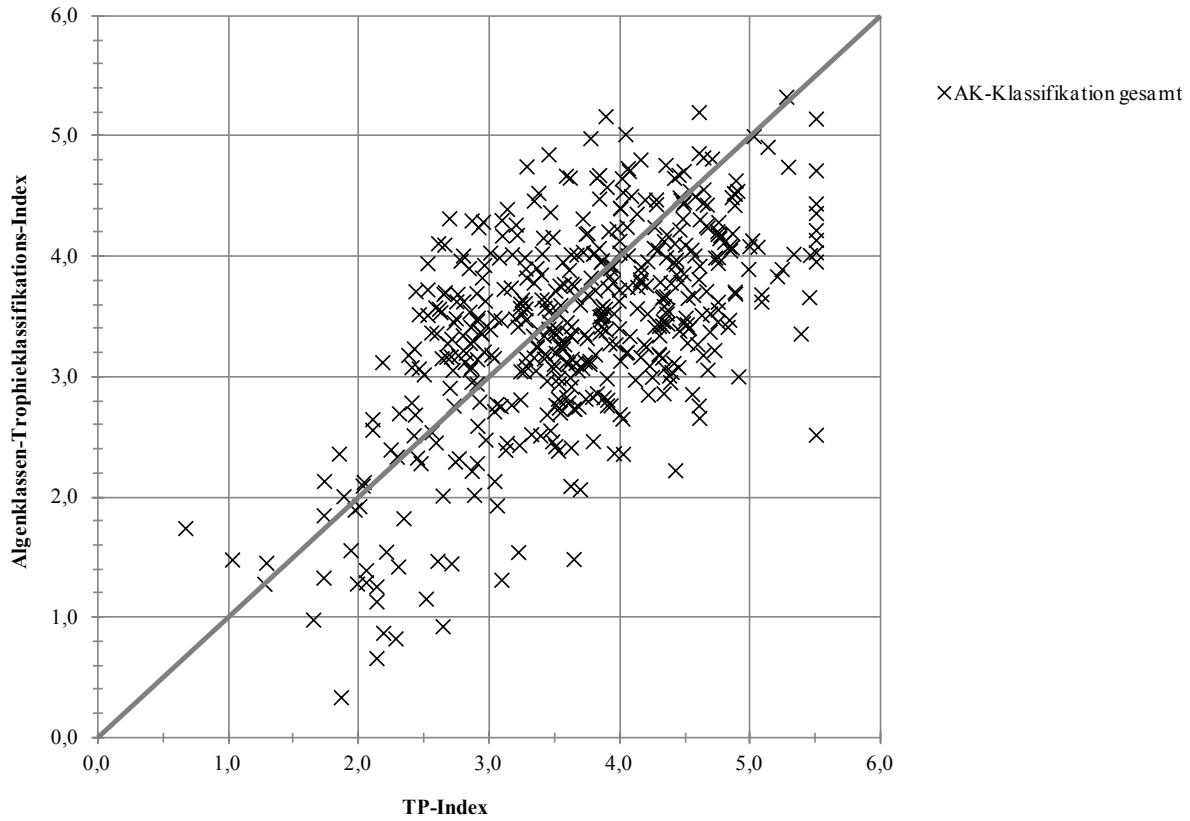


Abb. 27: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-Index. Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen, N = 480, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

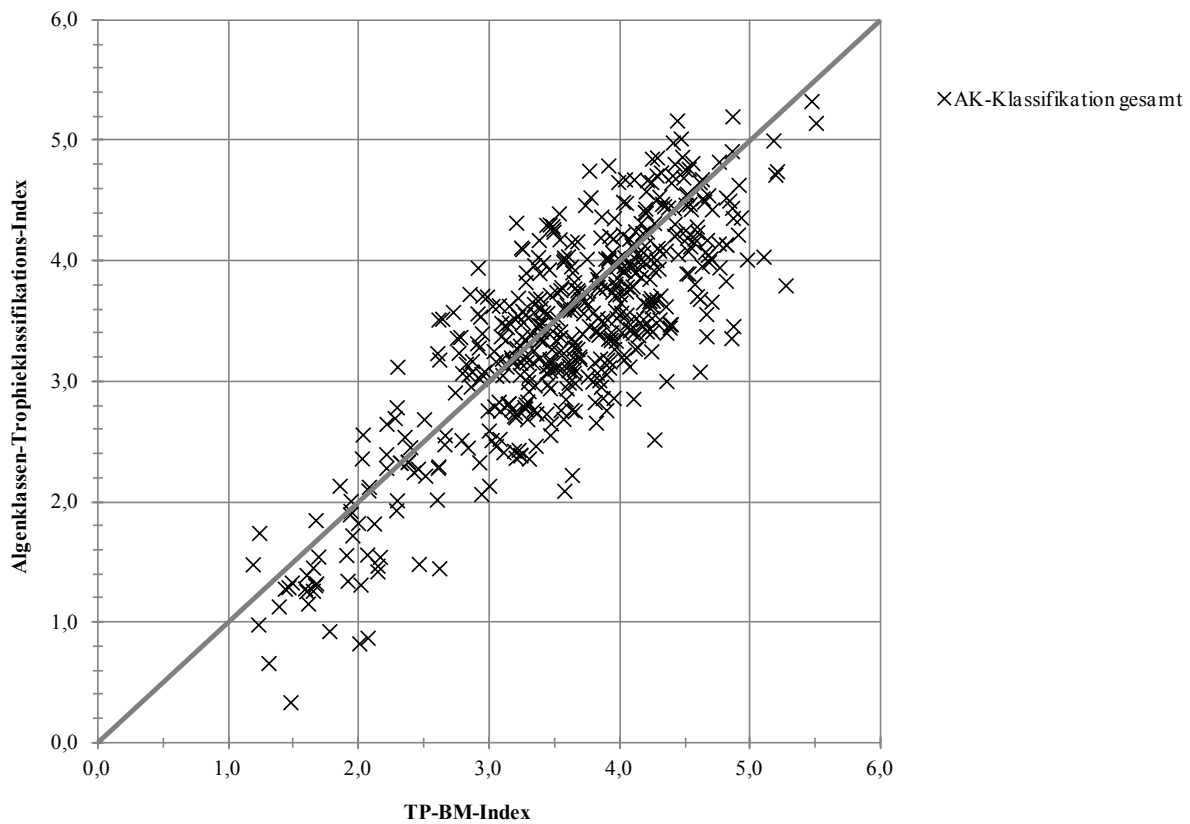


Abb. 28: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-BM-Index. Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen, N = 505, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die Korrelationstests zwischen Algenklassen-Trophieklassifikation (Anwendung der Formeln in Tabelle 21) und den Stressor-Kenngrößen TP-Index und TP-BM-Index zeigen zufriedenstellende Ergebnisse. Die Regression mit dem TP-BM-Index besitzt erwartungsgemäß eine deutlich geringere Streuung als mit dem TP-Index, da die Klassifikation an dieser Kenngröße kalibriert wurde. Dennoch zeigt sich auch beim TP-Index eine gute Korrelation, obwohl der Gesamtphosphor als Einzelgröße eine größere Streuung (u.a. durch Messfehler) besitzt und im stark eutrophen Trophiebereich als Steuergröße seine Bedeutung zunehmend verliert.

2.7.5 Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für polymiktische Tieflandseen

Die in den vorhergehenden Kapiteln entwickelte Algenklassen-Trophie-Bewertung für die polymiktischen Seetypen im Tiefland inklusive der KEV-Seen und des Flusseeotyps 12 wird in der Abb. 29 der bisherigen Algenklassenbewertung gegenübergestellt. Als Stressor-Kenngröße wird die Bewertungsgröße ÖQ TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) verwendet.

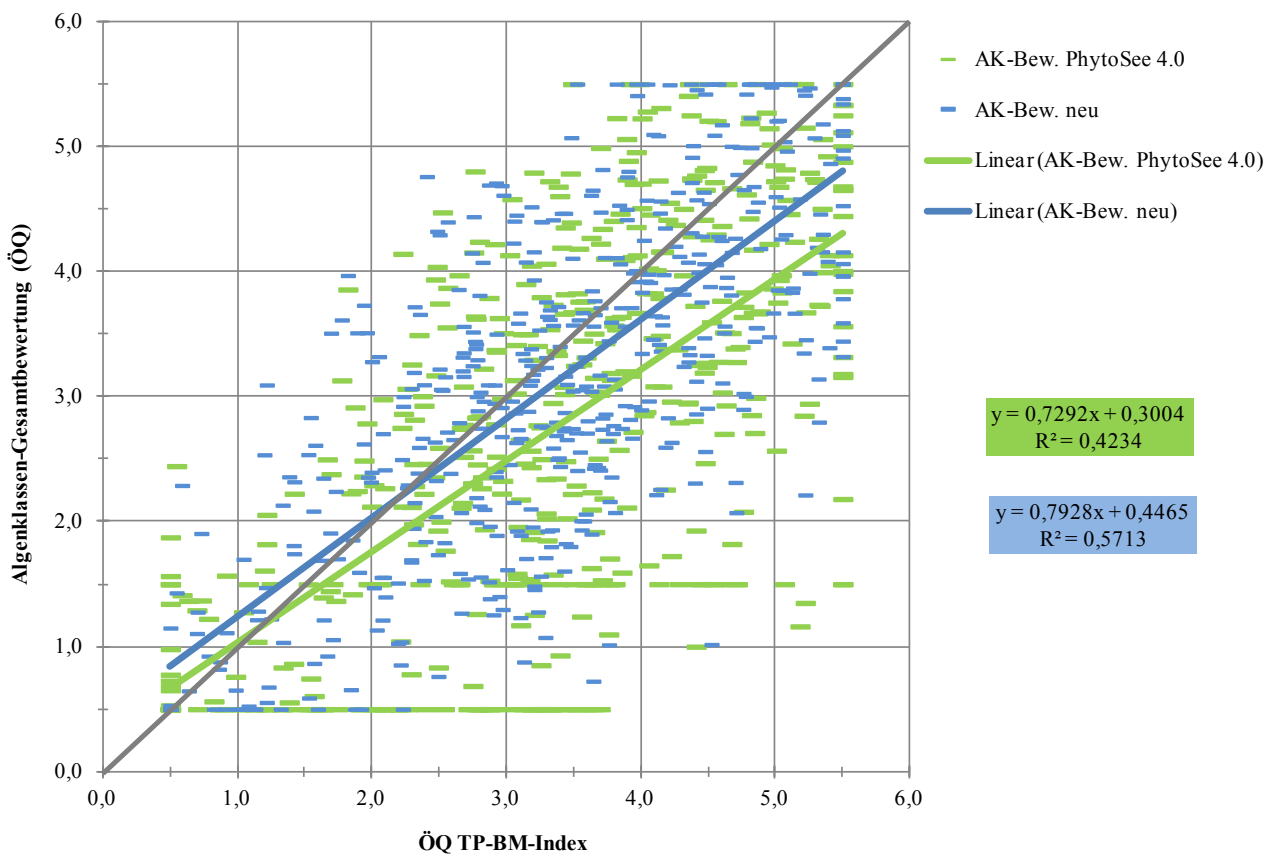


Abb. 29: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in polymiktischen Tieflandseen der Seetypen 11.1, 11.2, 12 und 14 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) TP-BM-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, N = 505.

Sowohl die Kalibration zum Stressor Trophie (ÖQ TP-BM-Index) (Lage der linearen Kurvenanpassung zur Ausgleichsgeraden) als auch die Streuung (s. R^2 in Abb. 18) konnten mit den neuen Anpassungen bedeutend verbessert werden. Die neue Algenklassenbewertung stützt sich durchgehend auf vier Algenklassen (s. Tabelle 20), während die bisherige subtypspezifisch angesetzte Bewertung ein bis drei Algenklassen verwendete (s. Tabelle 17). Des Weiteren können mit dem neuen Ansatz natürliche und KEV-Seen gemeinsam klassifiziert und bewertet werden.

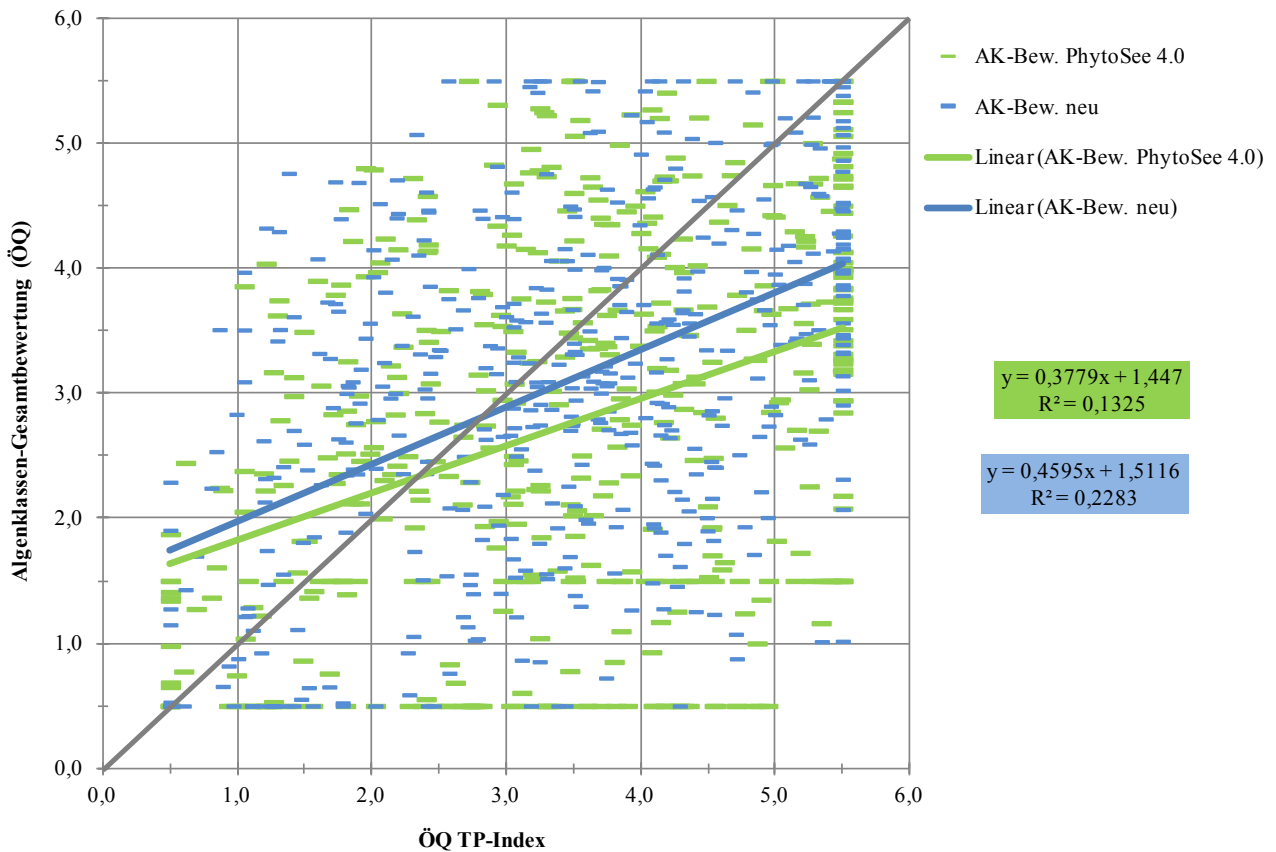


Abb. 30: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in polymiktischen Tieflandseen der Seetypen 11.1, 11.2, 12 und 14 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) auf Basis des TP-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz N = 505.

Die Betrachtung der Neukalibration entlang der Gesamtphosphor-Kenngröße (s. Abb. 30) zeigt eine deutlich schlechtere Korrelation zwischen Bewertungs-Metric und Stressor. Dies liegt im Wesentlichen an der zunehmenden Streuung des Trophie-Geschehens mit zunehmenden TP-Belastungen. Der Phosphor ist im Schwerpunkt des Datensatzes der polymiktischen Tieflandseen nicht mehr limitierend und andere Steuergrößen sind wirksam.

Hier wird nochmal deutlich, dass die Integration der Trophieparameter Chl a und PP-Biovolumen in die Kalibrationsgröße TP-BM-Index unter den gegebenen Datenbankressourcen die einzige Möglichkeit darstellt, die komplexe Trophie-Situation in nicht mehr P-limitierten Systemen zu beschreiben.

Gemäß dieser Betrachtung besitzt die alte Algenklassen-Bewertung keine und nur eine sehr geringe Bindung an die P-Belastungen der Seen.

Der Vergleich zwischen bisheriger und neu angepasster AK-Bewertung ergibt im Mittel eine deutlich strengere Bewertung mit den neuen Formeln (s. Abb. 31, Folgeseite), was in Anbetracht der zu geringen Steigung der bisherigen Kalibration in Abb. 29 ein plausibles Ergebnis darstellt.

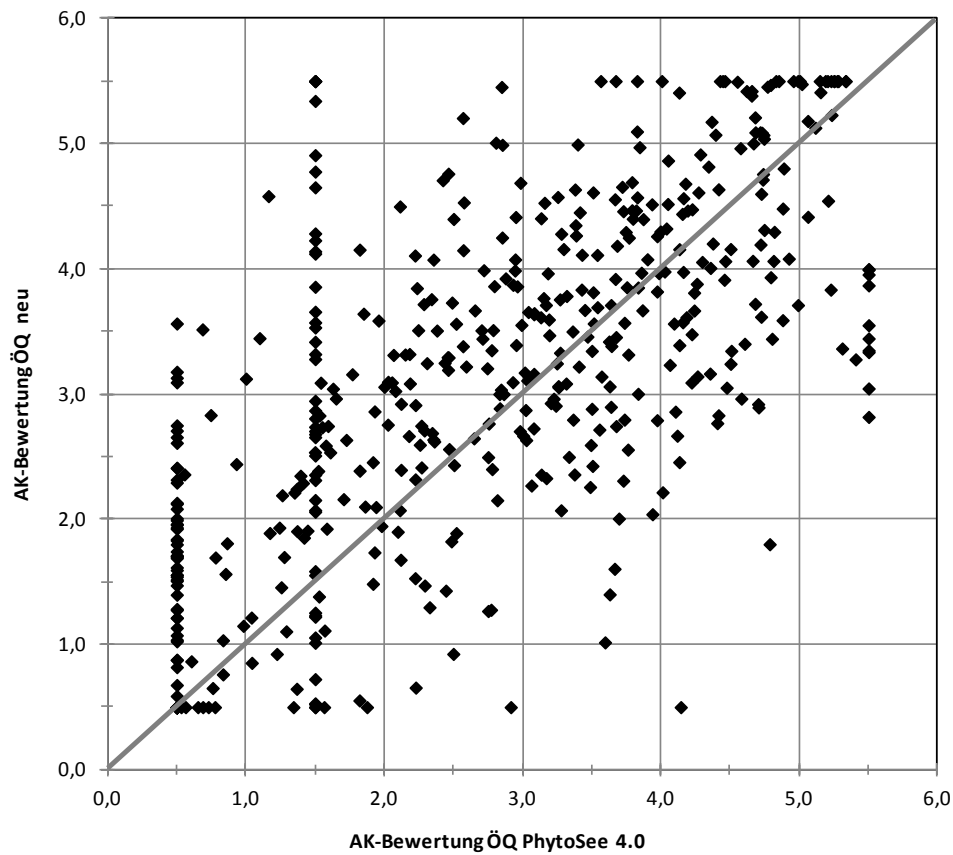


Abb. 31: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in polymiktischen Tieflandseen (graue Linie = 1 : 1-Gerade).

2.8 Konsistenz der Einzelmetrics des PSI und Veränderungen zur Version PhytoSee 4.0

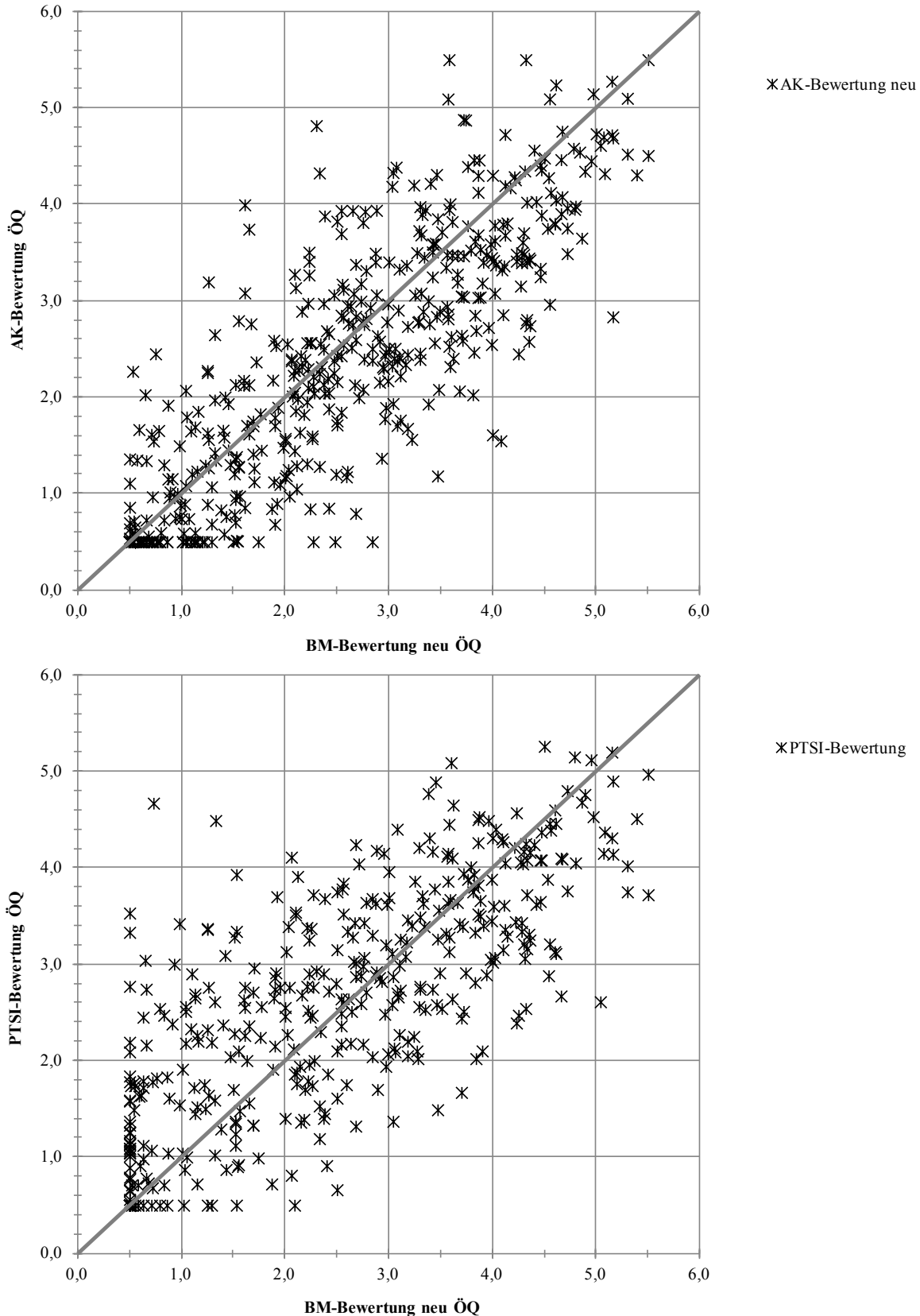


Abb. 32: Konsistenz der neuen Einzel-Metrics der PSI-Phytoplanktonbewertung für geschichtete Tieflandseen am Beispiel BM-Metric versus AK-Metric (oben) und PTISI-Metric (unten). Kalibrationsdatensatz N=530, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die beiden überarbeiteten Metrics Biomasse und Algenklassen weisen im Mittel eine gute Übereinstimmung auf (Abb. 32, oben). Die Konsistenz mit dem PTISI ist insbesondere in den unteren Zustandsklassen etwas schlechter, was an den dort tendenziell schlechteren Bewertungen beim

PTSI liegt. Gerade am oligotrophen Ende der Trophieskala bei den geschichteten Seen sind einige Tagebauseen und Baggerseen enthalten, deren Artenzusammensetzung nach PTSI nicht als oligotroph indiziert wird. Vielmehr zeigt der PTSI schwach bis stark mesotrophe Zustände an, was in der Bewertung unter Berücksichtigung der Referenztrophy zu "mäßigen" Einstufungen führt.

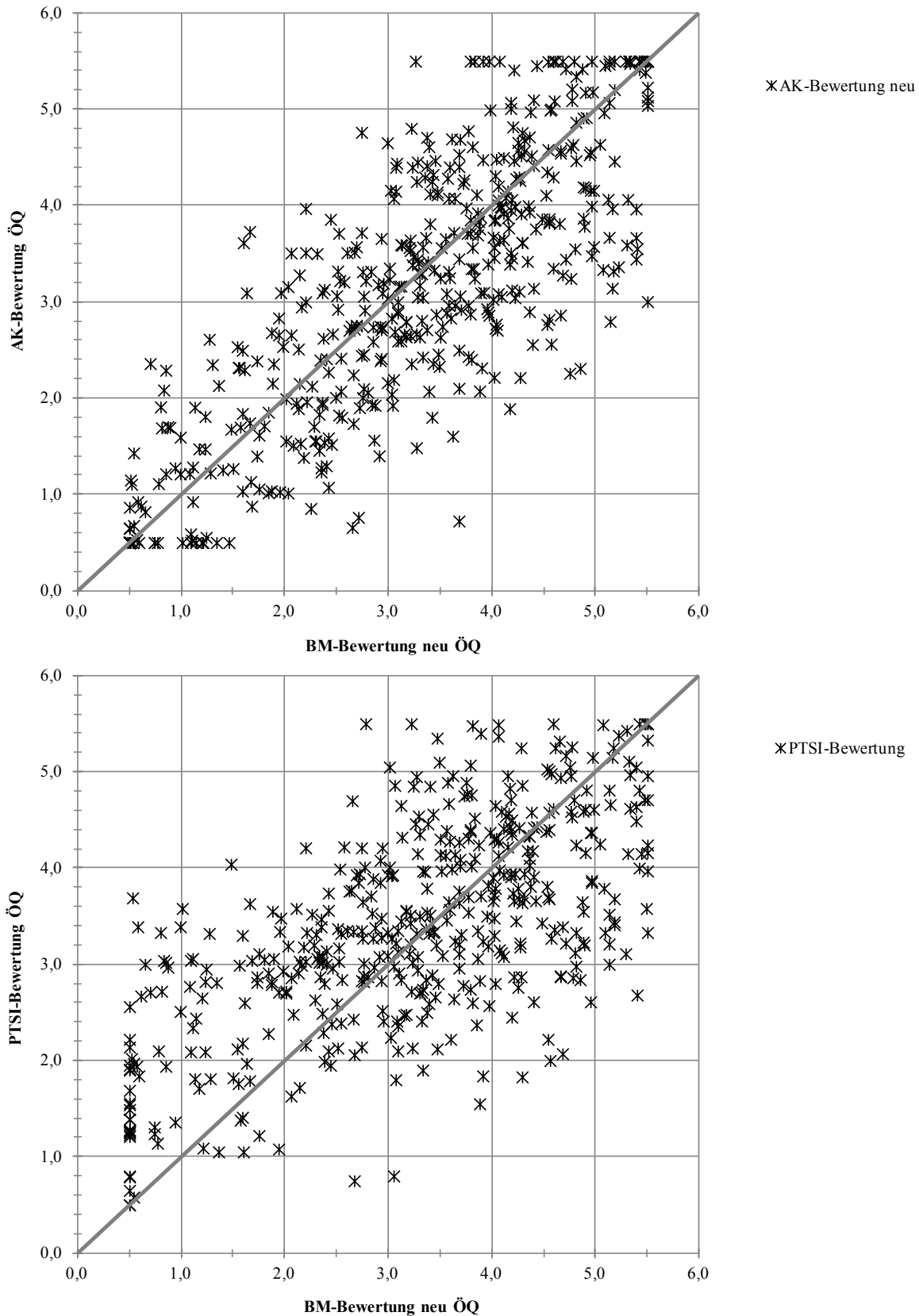


Abb. 33: Konsistenz der neuen Einzel-Metrics der PSI-Phytoplanktonbewertung für polymiktische Tieflandseen am Beispiel BM-Metric versus AK-Metric (oben) und PTSI-Metric (unten). Kalibrationsdatensatz N=530, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Bei den polymiktischen Seen bewertet der am Gesamtphosphor und bisherigen Trophie-Index kalibrierte PTSI in den unteren Zustandsklassen noch strenger als bei den geschichteten (Abb. 33). Auch hier werden v.a. Tagebau- und Baggerseen zu schlecht eingestuft. Es ist zu prüfen, ob die betroffenen Seen aufgrund ihrer möglicherweise gestörten Phytoplanktongesellschaft diese Bewertung verdienen oder ob hier Kalibrations-Korrekturen notwendig sind. Durch die Weiterentwicklung der Kalibrationskenngrößen Biovolumen-Index sowie des Trophie-Index mit Anpassungen in seinen Teil-Indices kann es im Einzelfall notwendig werden, dass "alten Kalibrationen" nachgeführt werden müssen. Es wird empfohlen, die Kalibration des PTSI im Tiefland zu prüfen und ggf. an die neuen Maßstäbe anzupassen.

2.9 Neue Gewichtung der Einzel-Metrics im Tieflandmodul

Zur Ableitung der Gewichtungsfaktoren für die gewichtete Mittelwertbildung des PSI wurden Regressionsanalysen zur Kalibrationskenngröße ÖQ TP-BM-Index. Eine Korrelation oder Regression zum Gesamtphosphor ist nicht optimal, da im höher trophischen Bereich der TP keine gute Steuergröße mehr darstellt. So wurde die vom TP-BM-Index abgeleitete Bewertungs-Kenngröße verwendet, welche eine Autokorrelation (50%) zum BM-Metric und in geringerem Maße zum AK-Metric besitzt. Dies muss bei der Ableitung der Gewichtungsfaktoren berücksichtigt werden.

Für die Gewichtung werden die in Tabelle 23 dargestellten Werte vorgeschlagen, welche in weiteren Validierungen des Verfahrens bei Bedarf noch korrigiert werden können.

Tabelle 23: Bestimmtheitsmaße der Regressionsanalysen zwischen ÖQ TP-BM-Index und den drei Einzel-Metrics des PSI-Verfahrens sowie daraus abgeleitete Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex PSI.

	Biomasse-Metric	Algenklassen-Metric	PTSI-Metric
Geschichtete Tieflandseen			
R² der linearen Regression zum ÖQ TP-BM-Index	0,87	0,75	0,61
<i>Anzahl Datenpaare</i>	527	527	425
Gewichtung	4	3	3
Polymiktische Tieflandseen			
R² der linearen Regression zum ÖQ TP-BM-Index	0,83	0,57	0,41
<i>Anzahl Datenpaare</i>	503	503	472
Gewichtung	4	3	2

Die Faktoren werden bei der Berechnung des PSI und den Vergleichen im folgenden Kap. 2.10 bereits verwendet.

2.10 Auswirkungen der Überarbeitungen auf den PSI der Tieflandseen

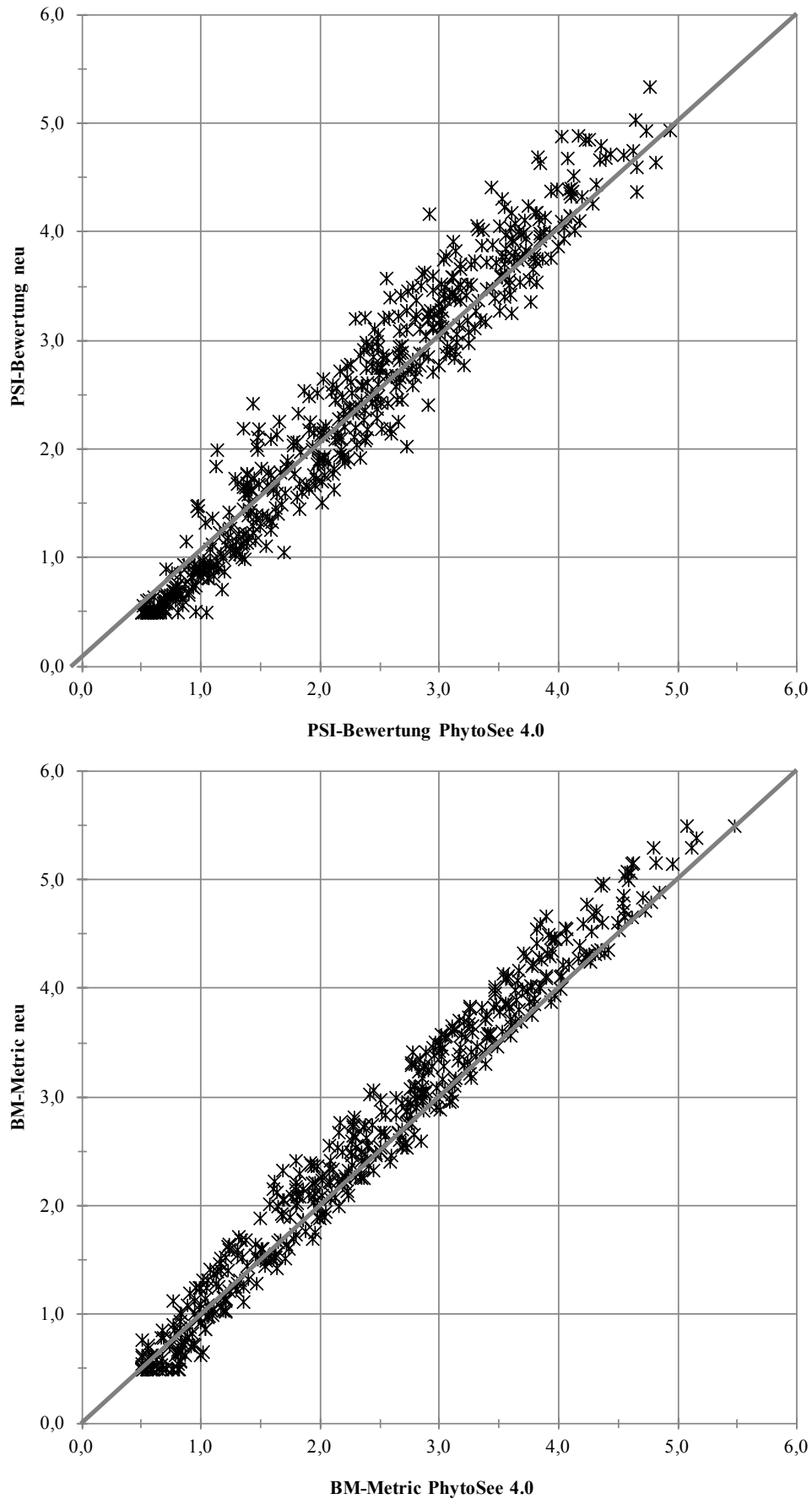


Abb. 34: Vergleich des neuen PSI und BM-Metrics mit der bisherigen Version PhytoSee 4.0 für geschichtete Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=529, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

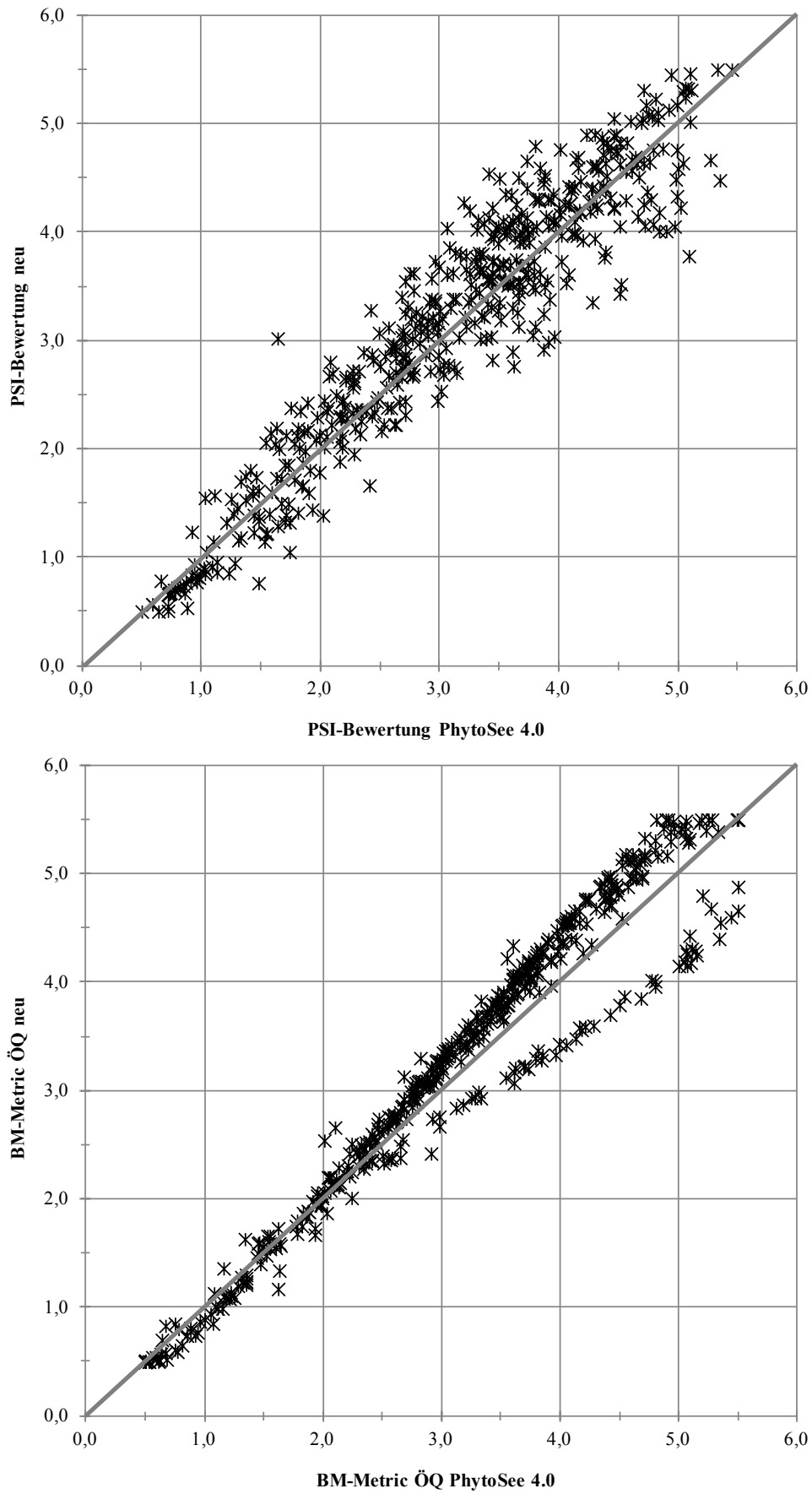


Abb. 35: Vergleich des neuen PSI und BM-Metrics mit der bisherigen Version PhytoSee 4.0 für polymiktische Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=529, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die neuen Bewertungen für die geschichteten Tieflandseen fallen in der untersten Ökologischen Zustandsklasse etwas günstiger und ab der "guten" ÖZK im Mittel etwas schlechter aus (Abb. 34). Die Verschlechterung sind sowohl auf den BM-Metric (s. Abb. 34) als auch auf die Neukalibrationen im AK-Metric zurückzuführen.

Die PSI-Werte für polymiktischen Seen verschlechtern sich im Mittel nur geringfügig (Abb. 35). Beim Biomasse-Metric wird der Typ 12 deutlich milder bewertet. Die übrigen polymiktischen Seetypen werden oberhalb der "gut-mäßig"-Grenze etwas strenger eingestuft.

2.11 Überarbeitung des Bewertungstools PhytoSee 4.0

Das Access-Programm PhytoSee dient der Berechnung des Phyto-See-Index. Die neue Version (PhytoSee 5.0) wird

- die Anpassungen im Mittelgebirgs-Modul gemäß RIEDMÜLLER & HOEHN (2011),
- die Änderungen der Bewertungsgrenzen im Biomasse-Metric im Tiefland,
- die angepasste Algenklassen-Bewertung für die Tieflandseen,
- die Erweiterung für die sauren Tagebauseen sowie
- Arbeitshilfen wie z.B. die DV-Übersetzungsliste aufnehmen.

Ebenso ist die Ausgabe von Rohtabellen (Fressbarkeit des Phytoplanktons auf Probenentnahmetermin-Ebene) als Berechnungsgrundlage für die PhytoLoss-Indices geplant. Für die Indices werden Phytoplankton- mit synchron erhobenen Zooplanktondaten verschnitten und lassen Rückschlüsse auf die aktuelle Fraßdruck-Situation und ggf. den Fischbestand zu.

2.11.1 Überarbeitung der DV-Übersetzungsliste im Auswertetool PhytoSee

Das Programm zur Berechnung des Phyto-See-Index benutzt in der Regel die nach der harmonisierten Taxaliste kodierte Befunde (MISCHKE & KUSBER 2009, Stand Mai 2009). Es wurde angestrebt, dass für alle Taxa auch der aktuelle DV-Code aus der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde nach dem aktualisierten Stand vom März 2007/2011 (MAUCH *et al.* 2003 und 2011) angegeben wurde.

Inzwischen wurden weitere Überarbeitungen der DV-Taxaliste vorgenommen. Dies betrifft insbesondere die Taxonomie der Diatomeen, und es betrifft überwiegend Arten aus dem Benthos und nur zu einem sehr geringen Anteil Arten aus dem Plankton der Seen.

Zweck der Arbeiten war, die Phytoplanktonbefunde, die mit "DV-Nr" kodiert sind, für die Phyto-See-Index-Berechnung nach dem System der HTL (harmonisierten Taxaliste) automatisiert transferieren zu können.

Die Übersetzung erfolgt nach der Access-Tabelle "Translate_von_DV_Nr_nach_HTL", die als Übersetzungsliste fungiert.

Eine direkte Übernahme des DV-Codes als grundlegende Taxaliste für das Phytoplankton ist aus den unten aufgeführten Gründen nicht möglich. Es wurde jedoch gewährleistet, dass alle Indikatorarten und alle Indikatorgruppen in einer Weise übersetzt werden, dass keine bewertungsrelevanten Unterschiede entstehen. Zur diesbezüglichen Prüfung wurden die PSI-Ergebnisse zweier Bewer-

tungsberechnungen für 13 Seen mit einander verglichen, die mit dem PhytoSee-Tool 5.0 zum einen auf Basis von DV-Befunden, die automatisiert nach dem HTL-Code übersetzt und dann mittels des Phyto-See-Index bewertet wurden und zum anderen auf Basis von manuell durch einen Anwender übersetzten Kodierung nach der HTL-Liste. Der PSI stimmte im Ergebnis überein ($r^2=0,9999$), nachdem mehrere Fehler in der ersten Version korrigiert wurden. Abweichungen entstehen in seltenen Fällen durch die manuelle Zuordnung zu Größenklassen von *Cryptomonas*, von denen die größeren bewertungsrelevant sind, sowie bei der Zuordnung von Taxa, die nicht in der HTL vorhanden sind.

Die neue Taxonomie der DV-Liste (Sept. 2011) wurde nicht berücksichtigt, da die dafür erforderlicher Bestimmungsliteratur noch nicht allgemein zugänglich vorliegt bzw. nur Spezialisten zugänglich ist und meist auch keine Indikatorarten von den Umbenennungen betroffen sind.

Gründe, warum der DV-Code zurzeit im Programm nicht 1:1 übernommen wird:

1. Die harmonisierte Taxaliste (HTL) enthält 1.558 Taxa, während die DV-Liste nahezu 5.000 potentiell auffindbare Taxa des Phytoplankton ausweist. Eine operative Taxaliste mit 5.000 Arten wäre unübersichtlich und würde zu einem großen Teil Artnamen enthalten, die nie oder extrem vereinzelt im Plankton von Seen erscheinen. Der Phyto-See-Index basiert auf den mit dem Utermöhl-Verfahren in der Praxis quantifizierbaren Taxa und hebt nicht auf eine vollständige Artenliste je Probe ab.
2. Die HTL enthält zusätzliche Felder (Gattung, Ordnung, Mindestbestimmungstiefe, Hinweis auf Seite im Bestimmungswerk etc.), die für die Bewertung und die Qualitätssicherung genutzt werden. Die 3.500 fehlenden Einträge müssten nachgearbeitet werden, was im Auftragsrahmen nicht möglich ist.
3. Eine taxonomische Überarbeitung der harmonisierten Taxaliste könnte nur durch die inhaltlich erforderliche Unterstützung und in erneuter Zusammenarbeit mit dem Botanischen Museum Berlin (Kusber und Jahn) erfolgen, wofür kein Auftrag vorliegt.
4. Im neuen DV-Code werden z.T. Gattungen der Diatomeen auf mehrere neue Gattungen aufgeteilt, die bisher als Gattung indikativ eingestuft wurden (Beispiel *Navicula*). Eine Auftrennung der Arten in neue Gattungen würde zu einer veränderten Bewertung führen, oder man müsste den gleichen Indikatorwert ungeprüft auch für die neuen Gattungen vergeben.

3 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen

3.1 Historie, Ziele, Datenstand und Vorarbeiten

3.1.1 Arbeitsstand, Zielsetzung und Bildung von Seegruppen für die Klassifizierung

Im LAWA-Projekt O 9.08 (MISCHKE *et al.* 2009) standen die LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifizierung und –bewertung (1999, 2001, 2003) auf dem Prüfstand der Anwendbarkeit auf den über die letzten Jahre stark angewachsenen Bestand trophisch orientierter Daten deutscher Seen. Der größte Verbesserungsbedarf lag für die Gesamtphosphorklassifizierung für natürliche Seen vor. Jedoch auch für die Baggersee- und Talsperren-Klassifizierung konnte für die TP-Parameter teilweise ein Anpassungsbedarf ermittelt werden. Beste Stimmigkeit zeigte der Sichttiefen-Index im Prüfdatensatz, der jedoch insbesondere im oligotrophen Bereich in der Regel zu streng klassifiziert.

Im LAWA-Projekt O 9.09 (MISCHKE *et al.* 2009) begann die Zusammenstellung einer Datenbank, welche Seenstammdaten sowie Probandaten der Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtphosphor enthält. Die Datensammlung umfasste alle deutschen Seen, u.a. natürliche Seen, Tagebau-seen, Baggerseen, Torfabbauseen, Talsperren und Speicher aller Größen. In einem weiteren LAWA-Projekt O 7.08 (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011) lag der Schwerpunkt der Arbeiten auf Prüfungen und Tests für die Ermittlung von Seegruppen, welche eine ähnliche Biomasseausprägung und Produktivität besitzen und deshalb gemeinsam klassifiziert werden können (Ergebnis s. Tabelle 25). Des Weiteren wurde ein Entwurf zur Trophie-Klassifizierung mit dem Gesamtphosphor-Saisonmittelwert vorgestellt. Im laufenden Projekt soll nun die Trophieklassifizierung fertig gestellt werden.

Die Zitate der LAWA-Richtlinien (1999, 2001, 2003) werden im Text im Sinne einer besseren Lesbarkeit nicht immer mitgeführt. Es werden folgende Abkürzungen für die Trophiekenngrößen häufiger verwendet:

ChlaSais	= Chlorophyll a-Saisonmittelwert
STSais	= Sichttiefen-Saisonmittelwert
TPSais	= Gesamtphosphor-Saisonmittelwert
TPF	= Gesamtphosphor-Frühjahrswert bei polymiktischen Seen
TPZ	= Gesamtphosphor-Wert bei geschichteten Seen zur Zeit der Vollzirkulation (Frühjahr empfohlen, alternativ Herbst möglich)

Zielsetzung:

(die genannten Ziele wurden in Sitzungen des LAWA-Expertenkreises Seen diskutiert und beschlossen)

- Der bisher so genannte Trophie-Index soll zukünftig Trophie-Index heißen.
- Alle Kenngrößen des Trophie-Index werden von Sommermittel auf Saisonmittel umgestellt, d.h. der zukünftige Trophie-Index, die H&O-Werte und das PSI-Bewertungsverfahren fußen auf denselben Messzeiträumen und Kenngrößen. Dabei wird aus allen Messwerten einer Saison (März)/April bis Oktober/(November) ein arithmetischer Mittelwert gebildet. Der Zwischenschritt einer Monatsmittelwert-Bildung, wie er bisher im PSI-Verfahren vollzogen wurde, entfällt. Das PSI-Verfahren wurde ebenfalls dementsprechend umprogrammiert, so dass hier eine Vereinheitlichung und Konsistenz der Kennwerte erreicht wird.
- Messungen im Klarwasserstadium von Seen gehen in die Mittelwertbildung mit ein und werden nicht wie bisher für den Chl a- und Sichttiefen-Index aussortiert.

- Die Umstellung auf das Saisonmittel gilt auch für die zentrale Kenngröße Chlorophyll a, von der aus die gesamte Trophieklassifikation abgeleitet wird. Die von LAWA (1999) u.a. in Anlehnung an die Ansätze der OECD (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982) und TGL 27885/01 (1982) festgelegten Trophieklassengrenzen (s. Tabelle 24), welche ursprünglich für den Sommermittelwert galten, sollen auch zukünftig für den Saisonmittelwert angesetzt werden. Grundlage dieser Entscheidung waren Vergleiche zwischen Sommermittel (ohne Klarwasserstadium) und Saisonmittelwert (mit Klarwasserstadium) im Datensatz, welche zeigten, dass die beiden Kenngrößen zwar signifikant unterschiedlich sind, aber im Mittel nur rund 2% voneinander abweichen, wobei das Sommermittel etwas über dem Saisonmittel liegt (s. MISCHKE *et al.* 2010).
- Die Klassifizierung anhand des TP-Frühjahrs- oder Vollzirkulationswertes soll weiterhin ein Bestandteil des Verfahrens sein (s. Kap. 0).
- Eine unterschiedliche Trophieklassifizierung von Gewässerarten (BS, TS und natS), Seetypen und Seen unterschiedlicher Größe soll nur dann erfolgen, wenn signifikante Abweichungen in der Biomasseausprägung und den Kenngrößen deutlich werden.
- Es soll eine weitgehende Harmonisierung/Plausibilisierung mit den Klassengrenzwerten des PSI-Verfahrens und der korrespondierenden H&O-Werte stattfinden.
- Eine Neuauflage der quantitativen Beschreibung des Referenzzustandes in LAWA (1999) mit morphometrischen Kenngrößen des Seebeckens (Diskussion s. MISCHKE *et al.* 2010) sowie ggf. eine differenziertere Kalibration des Ansatzes auf Basis der TP-Einzugsgebietseinträge ist nicht geplant. Dies hat zu Folge, dass eine Überarbeitung des "Bewertungs-"Ansatzes für natürliche Seen nicht durchgeführt wird. Es wird darauf verwiesen, dass mit den WRRL-Verfahren valide Bewertungswerkzeuge zur Verfügung stehen.
- Des Weiteren soll der Trophie-Index wie bisher auf Seen aller Größen anwendbar sein. Dies wurde in der Datensammlung und der Zusammenstellung der Kalibrationsdatensätze mit der Aufnahme zahlreicher kleiner Seen bis 1 ha Größe berücksichtigt.
- Wie im bisherigen Verfahren sollen vier Probenahmen pro Untersuchungsjahr ausreichen, um ein gültiges Klassifikationsergebnis zu ermitteln.
- Alle Klassifizierungsmodelle für alle Gewässerarten und Seegruppen sollen in einem Schriftwerk erläutert sein und nicht wie bisher in drei verschiedenen Veröffentlichungen. Für die Klassifizierung wird ein EDV-Berechnungstool zur Verfügung gestellt.

Tabelle 24: Für die Kenngröße Chlorophyll a von der LAWA (1999) festgelegten Trophie-Klassengrenzen und die entsprechende Index-Skala, welche für alle Gewässerarten und Seegruppen identisch angesetzt wird.

Obere Klassengrenze des Chlorophyll a-Sommermittelwerts bzw. zukünftig des Saisonmittelwerts (µg/L)	Trophieklasse	Trophie-Index (Obergrenze der Trophieklasse)
3,0	oligotroph	1,5
9,7	mesotroph	2,5
17,0	eutroph 1	3,0
31	eutroph 2	3,5
56	polytroph 1	4,0
100	polytroph 2	4,5
> 100	hypertroph	> 4,5

Formel zur Index-Berechnung: $\text{Chl a-Index} = 0,856 * \ln(\text{Chl a-Mittelwert in } \mu\text{g/L}) + 0,56$

Aufgaben im hier berichteten Projekt:

- Für die in Tabelle 25 aufgeführten Seegruppen sollen in den jeweiligen Datensätzen die Beziehungen zwischen Chlorophyll a (und dessen festgelegte Klassifizierung) und den Kenngrößen des Gesamtposphors sowie der Sichttiefe ermittelt werden. Daraus werden die Berechnungsformeln für die Einzelindices und die jeweiligen Trophie-Klassengrenzen abgeleitet.
- Validierungen der ermittelten Modelle im Gesamtdatensatz, Ableitung der Grenzen und Einschränkungen der Trophie-Klassifizierung sowie Ermittlung der Gewichtungsfaktoren, mit denen die Einzel-Indices in den Trophie-Index eingerechnet werden.
- Erstellung des Handbuchs und EDV-Tools für die Anwendung.

Tabelle 25: Seegruppen, welche in der Trophieklassifikation differenziert behandelt werden sowie deren Unterscheidungsmerkmale.

Seegruppe	Kürzel	See- fläche	mittlere Tiefe	Gewäs- serart	Öko- region	Beschreibung der Seegruppe
geschichtete AVA/MG-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	AVAMGgesch	> 5 ha	alle	ohne TS	AVA, MG	dominiert durch AVA-natS
geschichtete Talsperren (Stauseen, Speicher)	geschTS	> 5 ha	alle	nur TS	alle	dominiert durch MG-TS
geschichtete TL-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	TLgesch	> 5 ha	alle	alle	TL	dominiert durch natS, daneben BS und TBS
geschichtete Kleinseen ≤ 5 ha	geschklein	≤ 5 ha	alle	alle	alle	dominiert durch TL-natS
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe > 3 m	polygr3m	alle	> 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe ≤ 3 m	polykl3m	alle	≤ 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein

natS = natürliche Seen, BS = Baggerseen, TBS = Tagebauseen, TS = Talsperren, poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, AVA = Alpen (A) und Voralpen (VA), MG = Mittelgebirge, TL = Norddeutsches Tiefland

3.1.2 Datengrundlage

Seit Beginn der Datensammlung konnten mit Stand Mai 2012 für 2.029 Seen und 3.860 Jahrgänge 31.553 Probenstermine zusammen getragen werden. Eine Beschreibung der Zusammensetzung der Seen-Datenbank hinsichtlich u.a. Gewässerart, Seegröße und Trophie ist in RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) enthalten, die hinsichtlich der relativen Verteilung dem aktuellen Stand im Wesentlichen entspricht. Für 3.292 Jahrgänge sind valide Chl a-Saisonmittelwerte vorhanden.

Zur Ableitung von Klassifikationsformeln, welche für ihre jeweilige Seegruppe typische Verhältnisse widerspiegeln sollen, war die Zusammenstellung von sog. Kalibrationsdatensätzen notwendig. Da z.B. viele Jahrgänge valide TP-Werte im Sommer aufweisen, die Zirkulations- oder Sichttiefenwerte jedoch fehlen, mussten die Kalibrationsdatensätze für jede Kenngröße und Seegruppe differenziert zusammen gestellt werden. Die jeweilige Anzahl der Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz pro Trophie-Kenngröße und Seegruppe zeigt die Tabelle 26.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl von Jahrgängen in einen Kalibrationsdatensatz angewandt:

- Plausibler Chl a-Saisonmittelwert vorhanden.
- Keine sauren Seen (insbesondere Tageauseen); keine Baggerseen mit anhaltender Kiesbaggerung im Untersuchungsjahr; keine schnell durchflossenen Seen, deren Phytoplanktonentwicklung durch die Verweilzeit begrenzt ist (z.B. an größere Flüsse angebundene Seen).
- Keine bekanntermaßen durch Stickstoff limitierte Seen oder Jahrgänge (z.B. Schweriner See).
- Für die Sichttiefen-Kalibrationsdatensätze: z.B. keine durch Huminstoffe stark gefärbten Seen sowie keine Baggerseen mit starker Trübung durch Kiesgewinnung im Untersuchungsjahr.
- Mindestens vier Termine pro Jahr vorhanden und mindestens drei Probetermine in der Vegetationsperiode von März/April bis Oktober/November.
- Maximal zwei Jahrgänge bzw. bei langen Zeitreihen und zwischenzeitlichem Wechsel des Trophiestatus maximal drei Jahrgänge pro See oder Seebecken.

Tabelle 26: Anzahl der Jahrgänge in den jeweiligen Kalibrationsdatensätzen zur Anpassung der Trophiekenngrößen des Gesamtphosphors und der Sichttiefe an den a-priori festgelegten Chl a-Index.

Seegruppe der Trophieklassifizierung	Anzahl der Jahrgänge im jeweiligen Kalibrationsdatensatz für die Kenngröße ...		
	Sichttiefen-Saisonmittelwert STSais	Gesamtphosphor-Saisonmittelwert TPSais	Gesamtphosphor-Frühjahrswert TPF
AVAMGgesch	94	97	97
geschTS	121	136	133
TLgesch	496	702	701
geschklein	7	58	58
polygr3m	220	306	299
polykl3m	310	794	764
Summe	1.248	2.093	2.052

"kl" bedeutet ≤, "gr" bedeutet >, Seegruppenbezeichnungen und Beschreibung s. Tabelle 25.

Bei der Ableitung des Sichttiefen-Index wurde deutlich, dass die Verhältnisse in geschichteten Seen mit einer gemeinsamen Formel beschrieben werden können (s. Grünfärbung in Tabelle 26 und Tabelle 29) und die Seen-Datensätze wurden für diese Teil-Fragestellung zusammengeführt. Das Verhalten des TPSais- und des TPF/Z-Wertes zur Trophie-Entwicklung des Jahres erfordert die höchste Differenzierung und alle Seegruppen besitzen dort eine eigene Indexberechnung.

Eine unterschiedliche Behandlung von Seen kleiner als 5 ha findet nur bei den geschichteten Seen und dort nur für die TP-Kenngrößen statt (Tabelle 26). Alle polymiktischen Kleinseen können gemeinsam mit den größeren klassifiziert werden.

3.1.3 Eignung der Kenngröße Gesamtphosphor im Frühjahr bzw. zur Vollzirkulation

Im Vorfeld wurde geprüft, ob es sinnvoll ist, die bisher verwendete Kenngröße "Gesamtphosphor während der Frühjahrszirkulation" bzw. in polymiktischen Seen "Gesamtphosphor im Frühjahr", für alle Seen kurz TPF/Z genannt, weiterhin zu verwenden. Insbesondere in den im Sommer stabil geschichteten Seen kann die Startsituation der Phosphor-Konzentrationen bei Volldurchmischung das Trophiepotenzial gut anzeigen. Würde man lediglich die sommerlichen TP-Konzentrationen im Epilimnion zur Beurteilung des Trophiepotenzials heranziehen, welche u.a. durch Konsumption und Aussinken von partikulär gebundenem Phosphor oft niedriger liegen, so fände in einigen Fällen eine Unterschätzung der Nährstoffbelastung statt.

Es wurde geprüft, ob die Kenngröße TPF/Z

1. sich signifikant vom Saisonmittel TPSais unterscheidet und
2. sich in den Seegruppen hinreichend konsistent verhält,

um für den Trophie-Index eine sinnvolle und zuverlässige zusätzliche Information darzustellen.

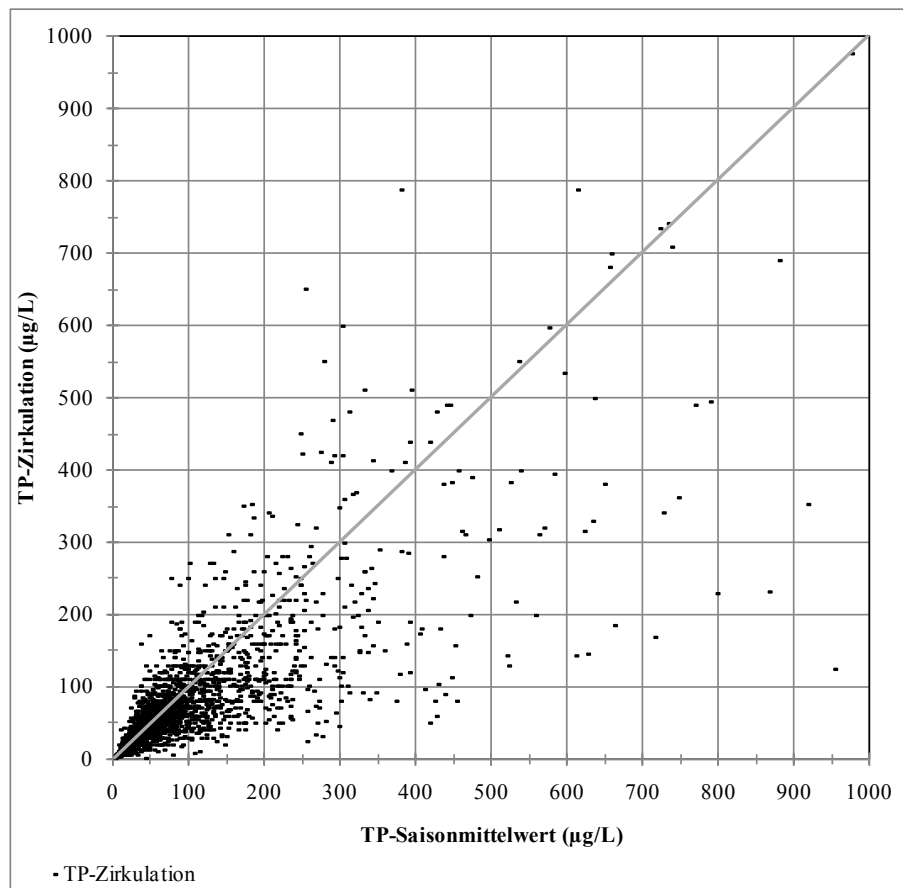


Abb. 36: TP-Frühjahrs- bzw. Zirkulationswert in Bezug zum entsprechenden TP-Saisonmittel in deutschen Seen. N = 2.350.

Nimmt man den Gesamtdatensatz mit 2.350 Datenpaaren so liegt der TPF/Z-Wert im Mittel um rund 3% unter dem Saisonmittelwert. Gerade bei den hocheutrophen Seen, welche in der Regel polymiktische Seen sind, können die Frühjahrswerte besonders weit nach unten abweichen (s. Abb. 36 und Abb. 37).

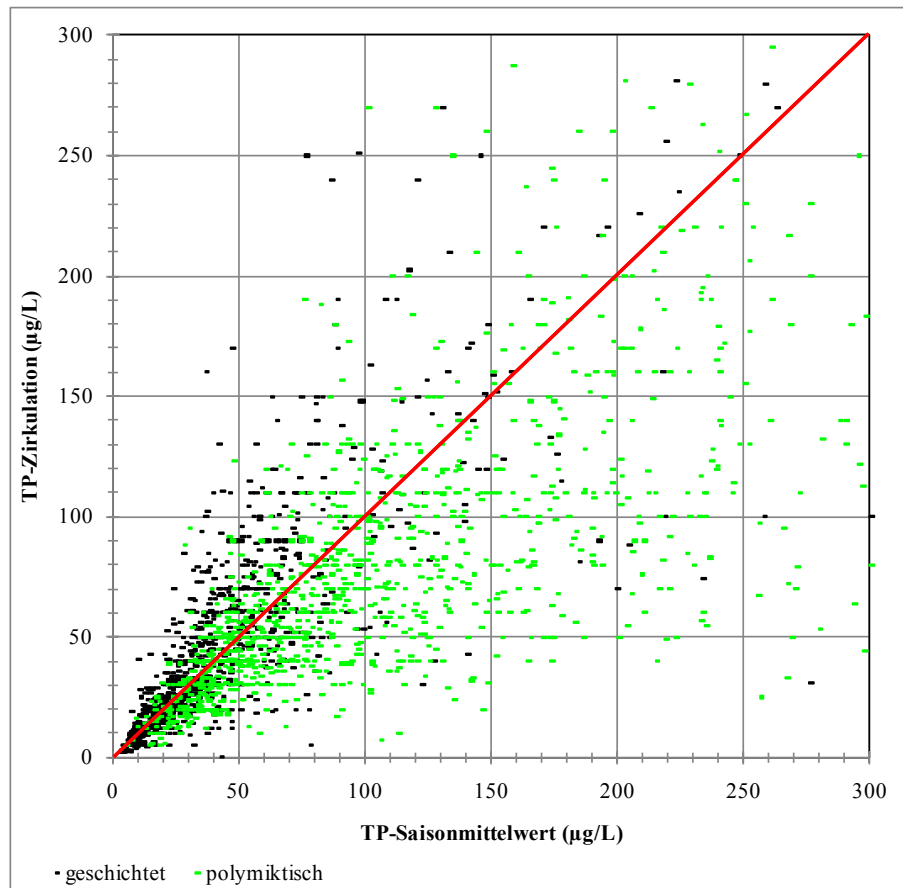


Abb. 37: TP-Frühjahrs- bzw. Zirkulationswert in Bezug zum entsprechenden TP-Saisonmittel in geschichteten (N = 1080) und polymiktischen (N = 1.270) Seen.

Trennt man die Seen nach dem Schichtungskriterium in polymiktische und geschichtete Seen, so wird deutlich (Abb. 37), dass der TPF-Wert in den geschichteten Seen tendenziell höher und in den polymiktischen niedriger liegt als das Saisonmittel. Bei den geschichteten Seen liegt der TPF im Mittel um rund 14% höher als der TPSais. Bei den polymiktischen um 17% unter dem TPSais. Der Unterschied zwischen den beiden Gruppen ist höchst signifikant (t-Test für abhängige Stichproben, SPSS 11.0). Die Befunde entsprechen im Wesentlichen den Erwartungen. Erfahrungen, mögliche Ursachen und Erklärungen wurden in einer Email-Diskussion unter den LAWA-EK Seen-Mitgliedern zusammengetragen. Sie werden im Folgenden kurz wiedergegeben und mit Ergebnissen aus Prüfungen im Gesamtdatensatz ergänzt:

- In **geschichteten Seen** unterliegen die Nährstoffe im Epilimnion während der Stagnation einer Zehrung. Das Verschwinden des Gesamtphosphors (gelöster und partikulär gebundener Phosphor) aus der oberen Wasserschicht wird u.a. durch Absinken der partikulären Fraktion in das Hypolimnion oder Sedimentation verursacht. In tieferen Talsperren liegen die Frühjahrswerte ebenfalls in der Regel über den Sommerwerten. Die Unterschiede sind umso ausgeprägter je tiefer die Seen sind. Auch nimmt die Differenz mit der Trophie zu. Weniger stabil geschichtete Seen (Seen des Typs 10) oder Talsperren mit sommerlicher Absenkung, die noch während der Vegetationsperiode (Ende August oder September) eine teilweise oder vollständige Mixis erfahren, können auch höhere TPSais-Werte entwickeln. Die Übergänge sind bei den geschichteten Seen je nach mittlerer Tiefe, Hydrologie oder Witterungsabhängigkeit fließend. Bei tieferen Seen liegt die Mixis oft außerhalb der Saison und die Einmischung von nährstoffreichem Tiefenwasser in die gesamte Wassersäule wird von den Untersuchungen meist nicht mehr erfasst.

- Bei den **polymiktischen Seen** ist in vielen Fällen ein gegenteiliges Verhalten zu beobachten: Die Saisonmittelwerte liegen z. T. deutlich über den Frühjahrswerten. Folgende Erklärungen und Befunde stützen diese Beobachtung:
 - Im Winter und Frühjahr sind die Sauerstoffverhältnisse in polymiktischen Seen bis in die Tiefe und zur Sedimentoberfläche gut. Der Phosphor ist zum großen Teil im Sediment gebunden und die P-Werte im Wasser sind relativ niedrig. Das Sediment fungiert zu dieser Zeit als P-Senke.
 - In eutrophen Flachseen tritt im Sommer schon bei geringen vertikalen Temperaturgradienten oder sogar bei Volldurchmischung über dem Sediment Sauerstoffmangel auf, der durch den Abbau von absinkender Planktonbiomasse oder organischer Feinsedimente, u.a. durch Pollen, verursacht wird. In Folge wird Phosphor aus dem Sediment freigesetzt und bei der nächsten windbedingten Durchmischung in die obere produktive Zone transportiert. Dieser Prozess ist je nach Sauerstoff-Zehrungspotenzial und P-Vorrat im Sediment unterschiedlich stark. Bei Talsperren sind die Hydrologie und das Wassermengenmanagement relevante Steuergrößen. Viele polymiktische Flachstauseen weisen im Sommer durch erhöhte Denitrifikationsraten kaum noch Nitrat als Sauerstoffreserve auf, wodurch die P-Freisetzung zusätzlich intensiviert wird. Der Saisonmittelwert kann in belasteten Seen bis zum 3fachen des Frühjahrswerts erhöht sein. Reine Sommerwerte können das 6-8fache des Frühjahrswertes betragen. Das Sediment fungiert im Sommer in vielen Seen als P-Quelle.
 - Wie bei den geschichteten Seen, so nimmt auch bei den polymiktischen Seen die Differenz zwischen den beiden TP-Kenngrößen TPF versus TPSais mit der Trophie zu. In (oligo- und) mesotrophen Flachseen ist die TP-Konzentration im Sommer häufig noch in der gleichen Größenordnung wie die des Frühjahrs.
 - Aufgrund des in Flachseen ungünstigeren Verhältnisses von Wasservolumen zu Sedimentoberfläche können das Sediment und dessen Nährstoffreserven einen großen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt haben, der bei Stoffbilanzen nicht mehr vernachlässigbar ist.
 - In den durch Stoffretention stärker belasteten Flusseen ist die Nährstoff- und Rücklösungsdynamik stark durch den Durchfluss gesteuert. In regenreicheren Regionen und/oder Jahren kann durch den erhöhten Durchfluss und das bessere Redox-Potenzial die P-Rücklösung aus dem Sediment geringer ausfallen. Findet dennoch Rücklösung statt, so werden die Nährstoffe schneller ausgetragen oder verdünnt und das Trophiepotenzial ist deutlich verringert. In diesen Systemen können demnach witterungsbedingt große Unterschiede zwischen den Jahren auftreten.
 - Die zeitweise Stickstofflimitierung in Fluss- und Flachseen kann das Algenwachstum begrenzen oder Stickstoff-fixierende Arten der Cyanobakterien (Nostocales) fördern.
 - Makrophyten können durch ihre Wurzeln die Sedimentbelüftung erhöhen und eine P-Rücklösung drosseln. Darüber hinaus findet in Makrophyten-Beständen eine verstärkte Sedimentation von partikulärem Phosphor statt, der somit der Wassersäule entzogen wird.

Fazit für die Kenngröße TP-Frühjahrs- und Zirkulationswert im Trophie-Index:

Der TPF/Z-Wert repräsentiert nach den obigen Ausführungen eine eigenständige Kenngröße, deren Klassifizierung im Trophie-Index sinnvoll ist und die wichtige Informationen zum Trophie-Geschehen vermitteln kann.

Als Mess-Zeitpunkt ist für die meisten Seen das zeitige Frühjahr zu empfehlen. Für geschichtete Seen kann bei Ausfall oder Verpassen der Probenahme zur Frühjahrszirkulation nach einer Plausibilitätsprüfung die TP-Konzentration zur Herbstzirkulation verwendet werden. Dies entspricht der vorgeschlagenen Handhabung in den bisherigen LAWA-Richtlinien.

3.2 Ergebnisse der Anpassungsarbeiten

3.2.1 Vorgehensweise und ermittelte Index-Berechnungsformeln

In den LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifikation (1999, 2001, 2003) wurden zur Ableitung der Beziehungen zwischen Chlorophyll a und den Trophiekenngrößen TP-Sommermittel und TP-Frühjahr/Zirkulation potenzielle Kurvenanpassungen verwendet. Diese dienten als Grundlage für die Ableitung der Trophie-Klassengrenzen. In den hier vorliegenden z.T. sehr großen Datensätzen mit Stichprobengrößen von bis zu 800 Wertepaaren in einigen Gruppen und einer starken Konzentration von Seen im mittleren Trophiebereich war die Anpassung über alle Datenpunkte nicht zielführend. Insbesondere in den Randbereichen der Trophieskala ergaben sich Klassengrenzen, die nicht mit den bisherigen Konzeptionen über die Trophieklassen übereinstimmten. Zur Problemlösung wurde für die großen Seegruppen eine Datenreduktion mittels Datengruppierung bzw. Klassenbildung durchgeführt, in der für TP-Klassen (0-5, 5-10, 10-15 µg/L usw.) Medianwerte der entsprechenden Chl a-Konzentrationen ermittelt wurden. An diese rund 20 verbleibenden Wertepaare (z.B. TP-Klassenmitte versus Medianwert der Chlorophyll-Saisonmittelwerte) pro Seengruppe wurden erneut potenzielle Regressionskurven angepasst (Excel 2007, SPSS Version 11.0). Durch die Reduktion der Datenpunkte (Klassenbildung) für die Regressionsanalysen stellen die dabei ermittelten Bestimmtheitsmaße (R^2) keine aussagekräftigen Kenngrößen mehr dar und werden deshalb in den Tabellen mit den Indexformeln nicht mitgeführt.

Auf Basis der Transferfunktionen konnten anhand der gesetzten Chl a-Klassifizierung die Index-Berechnungsformeln für die anderen Trophie-Parameter abgeleitet werden. Die Index-Berechnung in den Seegruppen erfolgt nach den Formeln in Tabelle 27.

Zur Erstellung der Index-Zuweisungstabellen für die Trophie-Kenngrößen wurden darüber hinaus die Umkehrfunktionen ermittelt (s. Tabelle 28). Mit diesen kann aus jedem Indexwert die entsprechende Sichttiefe oder ein TP-Saisonmittelwert errechnet werden. Analog zu den bisherigen LAWA-Berichten (u.a. LAWA 1999) wurden die Tabellen in 0,1 Indexschritten für jeden Parameter und für jede Seegruppe erstellt. Diese sind im Anhang Kap. 9 enthalten.

Besonderheit der Klassifizierung von geschichteten Talsperren mit dem Parameter TPSais:

Für diese Seegruppe war in den Validierungsläufen die bestehende Anpassung nach LAWA (2001) trotz Kenngrößenwechsel auf das Saisonmittel immer noch die beste zur Beschreibung der Beziehung zwischen Chl a und dem TPSais. In den unten folgenden Tabellen wird die "alte" Anpassung wiederum als geprüfte "neue" mitgeführt ohne gesonderten Kommentar. Ein alt-neu-Vergleich zwischen den Klassengrenzen und der Stimmigkeit der Kurvenanpassungen kann demnach für den TPSais in dieser Gruppe entfallen.

Tabelle 27: Index-Berechnung auf Basis der abgeleiteten Transferfunktionen in den Seegruppen.

Seegruppe	Chlorophyll a-Saisonmittelwert ChlaSais	Sichttiefen-Saisonmittelwert STSais	Gesamtphosphor-Saisonmittelwert TPSais	Gesamtphosphor Frühjahr/Zirkulation TPF/Z	
AVAMGgesch	y = 0,856*ln(x)+0,560	y = -1,546*ln(x) + 3,8872	y = 0,9549*ln(x)-0,7843	y = 0,8658*ln(x)-0,5005	
geschTS			y = 1,066*ln(x)-0,939	y = 0,874*ln(x)-0,4954	
TLgesch			y = 1,0995*ln(x)-1,3831	y = 0,9877*ln(x)-1,0526	
geschklein			y = 1,0125*ln(x)-0,9574	y = 0,8637*ln(x)-0,4332	
polygr3m			y = -1,304*ln(x)+3,5932	y = 0,9987*ln(x)-0,9384	y = 1,2232*ln(x)-1,7408
polykl3m			y = -1,276*ln(x)+3,3371	y = 1,0487*ln(x)-1,1104	y = 1,1573*ln(x)-1,3545
kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe, y = Indexwert, x = Parameterwert					

Tabelle 28: Formeln zu Ermittlung der der Eingangswerte der Trophie-Kenngrößen aus den Indexwerten.

Seegruppe	Chlorophyll a- Saisonmittelwert ChlaSais	Sichttiefen- Saisonmittelwert STSais	Gesamtphosphor- Saisonmittelwert TPSais	Gesamtphosphor Frühjahr/Zirkulation TPF/Z
AVAMGnatS	$y = 0,5199 * e^{1,1682 * x}$	$y = 12,367 * e^{-0,647 * x}$	$y = 2,2734 * e^{1,0472 * x}$	$y = 1,7827 * e^{1,155 * x}$
geschTS			$y = 2,413 * e^{0,9381 * x}$	$y = 1,7625 * e^{1,1441 * x}$
TLgesch			$y = 3,518 * e^{0,9095 * x}$	$y = 2,903 * e^{1,0125 * x}$
geschklein			$y = 2,5745 * e^{0,9877 * x}$	$y = 1,5866 * e^{1,1883 * x}$
polygr3m		$y = 15,737 * e^{-0,767 * x}$	$y = 2,5591 * e^{1,0013 * x}$	$y = 4,15 * e^{0,8175 * x}$
polykl3m		$y = 13,685 * e^{-0,784 * x}$	$y = 2,5057 * e^{0,9968 * x}$	$y = 3,236 * e^{0,8627 * x}$
kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe, y = Parameterwert, x = Indexwert				

3.2.2 Neue Klassengrenzen für die Trophieparameter Gesamtphosphor und Sichttiefe

Tabelle 29: Trophieklassen-Grenzen für Sichttiefen-Saisonmittelwerte (m) in den Seegruppen (Abkürzungen Tabelle 25).

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen	Chl a- Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	alle gesch Seen	polygr3m	polykl3m	
0,50	oligotroph	0,9	8,9	10,7	9,2
1,00		1,7	6,5	7,3	6,2
1,25		2,2	5,5	6,0	5,1
1,50		3,0	4,7	5,0	4,2
1,75	mesotroph1	4,0	4,0	4,1	3,5
2,00		5,4	3,4	3,4	2,9
2,50	mesotroph2	9,6	2,5	2,3	1,9
3,00	eutroph1	17	1,8	1,6	1,3
3,50	eutroph2	31	1,3	1,1	0,9
4,00	polytroph1	56	0,9	0,7	0,6
4,50	polytroph2	100	0,7	0,5	0,4
5,00	hypertroph	179	0,5	0,3	0,3
Wertebereich im Kalibrationsdatensatz		0,4-16 m	0,3-5,9 m	0,1-3,7 m	
Größe der Stichprobe N =		718	220	310	

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Klassengrenzen mit Datenhintergrund, kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe.

Tabelle 30: Trophieklassen-Grenzen für **Gesamtphosphor-Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$)** in den Seegruppen (Abkürzungen s. Tabelle 25).

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen		Chl a- Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	AVAMG gesch	geschTS	TLgesch	geschklein	polygr3m	polykl3m
0,50	oligotroph	0,9	4	4	6	4	4	4
1,00		1,7	6	6	9	7	7	7
1,25		2,2	8	8	11	9	9	9
1,50		3,0	11	10	14	11	11	11
1,75	mesotroph1	4,0	14	12	17	14	15	14
2,00		5,4	18	16	22	19	19	18
2,50	mesotroph2	9,6	31	25	34	30	31	30
3,00	eutroph1	17	53	40	54	50	52	50
3,50	eutroph2	31	89	64	85	82	85	82
4,00	polytroph1	56	150	103	134	134	140	135
4,50	polytroph2	100	253	164	211	219	232	222
5,00	hypertroph	179	427	263	332	359	382	366
Wertebereich Kalibrationsdatensatz			4-50 $\mu\text{g/L}$	4-79 $\mu\text{g/L}$	3-390 $\mu\text{g/L}$	16-249 $\mu\text{g/L}$	7-561 $\mu\text{g/L}$	15-500 $\mu\text{g/L}$
Größe der Stichprobe N =			97	137	702	57	306	794

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund, kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe.

Tabelle 31: Trophieklassen-Grenzen für **Gesamtphosphor-Zirkulations- oder Frühjahrswerte ($\mu\text{g/L}$)** in den Seegruppen (Abkürzungen s. Tabelle 25).

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen		Chl a- Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	AVAMG gesch	geschTS	TLgesch	geschklein	polygr3m	polykl3m
0,50	oligotroph	0,9	3	3	5	3	6	5
1,00		1,7	6	6	8	5	9	8
1,25		2,2	8	7	10	7	12	10
1,50		3,0	10	10	13	9	14	12
1,75	mesotroph1	4,0	13	13	17	13	17	15
2,00		5,4	18	17	22	17	21	18
2,50	mesotroph2	9,6	32	31	36	31	32	28
3,00	eutroph1	17	57	55	61	56	48	43
3,50	eutroph2	31	102	97	100	102	73	66
4,00	polytroph1	56	181	171	167	184	109	102
4,50	polytroph2	100	322	303	276	333	164	157
5,00	hypertroph	179	574	538	459	604	247	242
Wertebereich Kalibrationsdatensatz			3-90 $\mu\text{g/L}$	3-111 $\mu\text{g/L}$	2-510 $\mu\text{g/L}$	16-422 $\mu\text{g/L}$	6-349 $\mu\text{g/L}$	6-495 $\mu\text{g/L}$
Größe der Stichprobe N =			97	134	701	57	299	764

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund, kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe.

Für die Interpretation der Klassengrenzen sind folgende Hintergründe zu beachten:

- Die Sichttiefe ist eine zum Chl a-Gehalt redundante Größe, welche die im Wasser enthaltene Phytoplanktonbiomasse erfassen soll. Störgrößen für diese Art der "Biomassebestimmung" sind Färbungen durch erhöhte Eisenkonzentrationen (z.B. in Tagebauseen möglich), durch gelöste organische Substanzen (z.B. Huminstoffe oder Abwasser aus der Zellstoffindustrie) oder mineralische Trübungen bei Starkregen oder Schneeschmelze (z.B. AVA- und MG-Seen). In häufig durchmischten Flachseen können Sedimentaufwirbelungen verkürzte Sichttiefen verursachen. Die genannten Mechanismen führen zu Unterschieden im Chl a : Sichttiefen-Verhältnis, welche in den Seegruppen durch unterschiedliche Klassifizierungsansätze teilweise berücksichtigt werden können (Tabelle 29). Des Weiteren ist zu beachten, dass sehr große Algen die Sichttiefe z.T. nicht beeinflussen (z.B. große Dinophyceen wie *Ceratium hirundinella*) und die Phytoplanktonbiomasse anhand der gemessenen Sichttiefe unterschätzt wird.
- Die Gesamtposphorkenngrößen sind nur insofern mit dem Chl a-Wert redundant, als dass der in den Algen gebundene Phosphor im Gesamt-P mit analysiert wird. Im Wesentlichen sind die TP-Konzentrationen als Kenngröße für die Nährstofflage eines Sees und dessen Trophiepotenzial anzusehen und der autokorrelative Effekt spielt nur eine untergeordnete Rolle.
- Da die Trophie-Klassifikation am Parameter Chl a kalibriert wird, sind die Trophieklassengrenzen des TP von produktiven Seen wie z.B. Talsperren niedriger bzw. "strenger" als in tiefen natürlichen Seen (s. Tabelle 30). Auch bei den polymiktischen Seen wurden oberhalb des mesotrophen Status "strengere" TP-Klassengrenzen als in den geschichteten Seen gefunden, was bedeutet, dass die gleiche Biomasse mit weniger TP gebildet wird.
- Hinsichtlich der Einstufung mit dem Parameter TP-Zirkulationswert besteht in den geschichteten Seen die Tendenz, dass zur Zirkulation höhere Nährstoffkonzentrationen herrschen als während der Sommer-Stagnation. In polymiktischen Seen liegen die Frühjahrswerte im Mittel niedriger als die Sommerwerte, da hier u.a. die Wechselwirkungen mit dem Sediment und P-Rücklösungsprozesse während der Vegetationsperiode eine zusätzliche Rolle spielen. Weitere Erläuterungen und Analysen sind im Kap. 0 enthalten.

3.2.3 Vergleich der alten mit den neuen Trophie-Klassengrenzen – Übersichtstabellen

Für die Gruppe der **kleinen geschichteten Seen** ist der alt/neu-Vergleich nicht sinnvoll, da diese 1. nur in der natS- und BS-Richtlinie gesondert behandelt wurden und 2. in diesen zusätzlich die polymiktischen Kleinseen enthalten waren, die eine noch höhere Produktivität besitzen.

Parameter Sichttiefen-Saisonmittelwert:

Tabelle 32: Sichttiefen-Saisonmittelwerte (m) für die Trophieklassen-Grenzen der Gruppe der **geschichteten Seen** (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	alle gesch Seen	gesch natS LAWA (1999)	gesch TS LAWA (2001)	gesch BS LAWA (2003)
0,50	8,9	14,3	17,7	11,7
1,00	6,5	9,2	11,4	7,5
1,25	5,5	7,3	9,1	6,0
1,50	4,7	5,9	7,3	4,8
1,75	4,0	4,7	5,8	3,8
2,00	3,4	3,8	4,7	3,1
2,50	2,5	2,4	3,0	2,0
3,00	1,8	1,5	1,9	1,3
3,50	1,3	1,0	1,2	0,8
4,00	0,9	0,6	0,8	0,5
4,50	0,7	0,4	0,5	0,3
5,00	0,5	0,3	0,3	0,2

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Indexbereiche mit Datenhintergrund.

Tabelle 33: Sichttiefen-Saisonmittelwerte (m) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppe der **polymiktischen Seen** (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	polygr3m	polykl3m	poly natS LAWA (1999)	poly TS LAWA (2001)	poly BS LAWA (2003)
0,5	10,7	9,2	14,8	23,5	16,0
1,00	7,3	6,2	9,3	14,1	10,1
1,25	6,0	5,1	7,3	11,0	8,0
1,50	5,0	4,2	5,8	8,5	6,3
1,75	4,1	3,5	4,6	6,6	5,0
2,00	3,4	2,9	3,6	5,1	4,0
2,50	2,3	1,9	2,3	3,1	2,5
3,00	1,6	1,3	1,4	1,9	1,6
3,50	1,1	0,9	0,9	1,1	1,0
4,00	0,7	0,6	0,6	0,7	0,6
4,50	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4
5,00	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Indexbereiche mit Datenhintergrund, "kl" bedeutet ≤, "gr" bedeutet >.

Parameter TP-Saisonmittelwert:

Tabelle 34: TP-Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen geschichteter Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	AVAMGgesch	geschTS	TLgesch	geschklein	gesch natS LAWA (1999)	gesch TS LAWA (2001)	gesch BS LAWA (2003)
0,5	4	4	6	4	1	4	1
1,00	6	6	9	7	3	6	3
1,25	8	8	11	9	5	8	4
1,50	11	10	14	11	8	10	6
1,75	14	12	17	14	12	12	10
2,00	18	16	22	19	18	16	15
2,50	31	25	34	30	42	25	36
3,00	53	40	54	50	98	40	88
3,50	89	64	85	82	228	64	213
4,00	150	103	134	134	531	103	517
4,50	253	164	211	219	1.239	164	1.255
5,00	427	263	332	359	2.886	263	3.044

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund.

Tabelle 35: TP-Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen polymiktischer Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	polygr3m	polykl3m	poly natS LAWA (1999)	poly TS LAWA (2001)	poly BS LAWA (2003)
0,5	4	4	2	1	2
1,00	7	7	4	2	3
1,25	9	9	5	3	4
1,50	11	11	7	4	5
1,75	15	14	9	5	7
2,00	19	18	13	7	10
2,50	31	30	24	14	18
3,00	52	50	45	28	32
3,50	85	82	86	57	60
4,00	140	135	162	113	110
4,50	232	222	306	227	203
5,00	382	366	579	453	375

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund, "kl" bedeutet \leq , "gr" bedeutet $>$.

Parameter TP-Frühjahrswert:

Tabelle 36: TP- Zirkulationswerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen geschichteter Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	AVAMG gesch	geschTS	TLgesch	geschklein	gesch natS LAWA (1999)	gesch TS LAWA (2001)	gesch BS LAWA (2003)
0,5	3	3	5	3	2	2	1
1,00	6	6	8	5	5	4	3
1,25	8	7	10	7	8	6	5
1,50	10	10	13	9	11	8	7
1,75	13	13	17	13	17	10	12
2,00	18	17	22	17	26	14	18
2,50	32	31	36	31	58	26	45
3,00	57	55	61	56	131	48	111
3,50	102	97	100	102	296	90	273
4,00	181	171	167	184	667	166	672
4,50	322	303	276	333	1.504	307	1.654
5,00	574	538	459	604	3.390	567	4.071

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund.

Tabelle 37: TP- Frühjahrswerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen polymiktischer Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	polygr3m	polykl3m	poly natS LAWA (1999)	poly TS LAWA (2001)	poly BS LAWA (2003)
0,5	6	5	1	2	1
1,00	9	8	3	3	2
1,25	12	10	4	5	3
1,50	14	12	5	6	4
1,75	17	15	7	9	5
2,00	21	18	10	12	7
2,50	32	28	20	22	13
3,00	48	43	38	41	25
3,50	73	66	75	77	47
4,00	109	102	145	143	87
4,50	164	157	283	267	162
5,00	247	242	549	497	303

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund, "kl" bedeutet \leq , "gr" bedeutet $>$.

Die Klassengrenzen wurden mit den Hintergrund- & Orientierungswerten (RIEDMÜLLER *et al.* 2010 sowie neue Bearbeitung s. Anhang) mit Blick auf die Lage der typspezifischen Referenztrophie abgestimmt. Hierbei war zu berücksichtigen, dass die H&O-Werte seetypspezifisch gelten und die hier abgeleiteten TP-Grenzen in seetypübergreifenden Seegruppen ermittelt wurden. Dennoch ist eine weitgehende Übereinstimmung hergestellt.

3.2.4 Vergleich der alten mit den neuen Klassifizierungsfunktionen - Abbildungen

In den Abbildungen dieses Kapitels werden mit den Datenpunkten des jeweiligen Kalibrationsdatensatzes der entsprechenden Seegruppe die alten und neuen Klassifizierungsfunktionen dargestellt. In der doppelt logarithmischen Darstellung (ChlaSais \rightarrow ln-transformierte Chl a-Saisonmittelwerte versus Kennwerte der jeweiligen Trophiekenngröße in logarithmischer Achsen-skalierung) werden die ln-Funktionen der Indexberechnung als Geraden abgebildet und sind auf diese Weise hinsichtlich ihrer Plausibilität besser einzuschätzen. Jede neue Klassifizierungsformel (jeweils grüne Gerade) wird in einer eigenen Abbildung (Abb. 38 bis Abb. 52) dargestellt und mit der für diese Seegruppe bisher gültigen "alten" Klassifizierung dargestellt (die Kurven der RL für natürliche Seen blau, der TS-RL grau und der BS-RL braun). Die Stimmigkeit der "alten" Klassifikations-Ansätze auf die aktuellen Datenpunkte ist bereits durch den Kenngrößenwechsel von Sommermittel- auf Saisonmittelwert sowie die Einbeziehung des Klarwasserstadiums etwas eingeschränkt.

Beim Sichttiefen-Index sind die geringsten Änderungen zu den "alten" Klassifikationen vorhanden (Abb. 38 bis Abb. 40). Große Veränderungen erfuhr der TP-Index im Saisonmittel bei den geschichteten Seen, wo die bisher für natürliche Seen und Baggerseen geltenden Klassifizierungskurven deutlich an den Datenpunkten vorbeigingen (Abb. 41 und Abb. 43). Die Kurvenanpassung der TS-RL konnte dagegen unverändert übernommen werden (s. Abb. 42). Für die polymiktischen Seen wurden in den unteren Trophieklassen durchweg milder klassifizierende Kurven ermittelt. Im eu- und polytrophen Bereich wird z.T. etwas strenger klassifiziert (Abb. 45 und Abb. 46).

Bei der Klassifizierung des TP-Frühjahrs-/Zirkulationswertes ergeben sich ebenfalls einige Änderungen (Abb. 47 bis Abb. 52), welche jedoch meist in dieselbe Richtung gehen: mildere Klassifizierung im oligo-mesotrophen bis teilweise schwach eutrophen, strengere Einstufungen im eu- bis poly oder hypertrophen Trophiebereich.

Anpassungen des ST-Index:

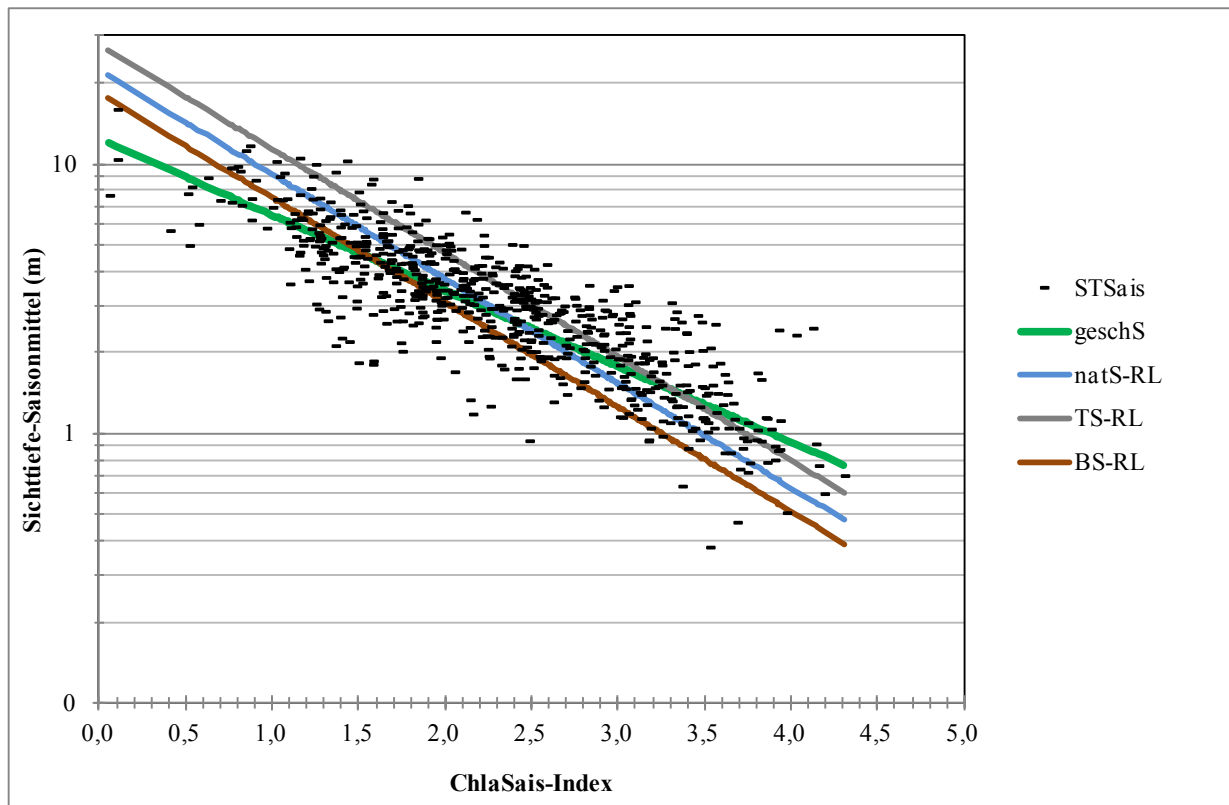


Abb. 38: Saisonmittelwerte der Sichttiefe in Bezug zum Chlorophyll a-Index in allen Seegruppen der **geschichteten Seen** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

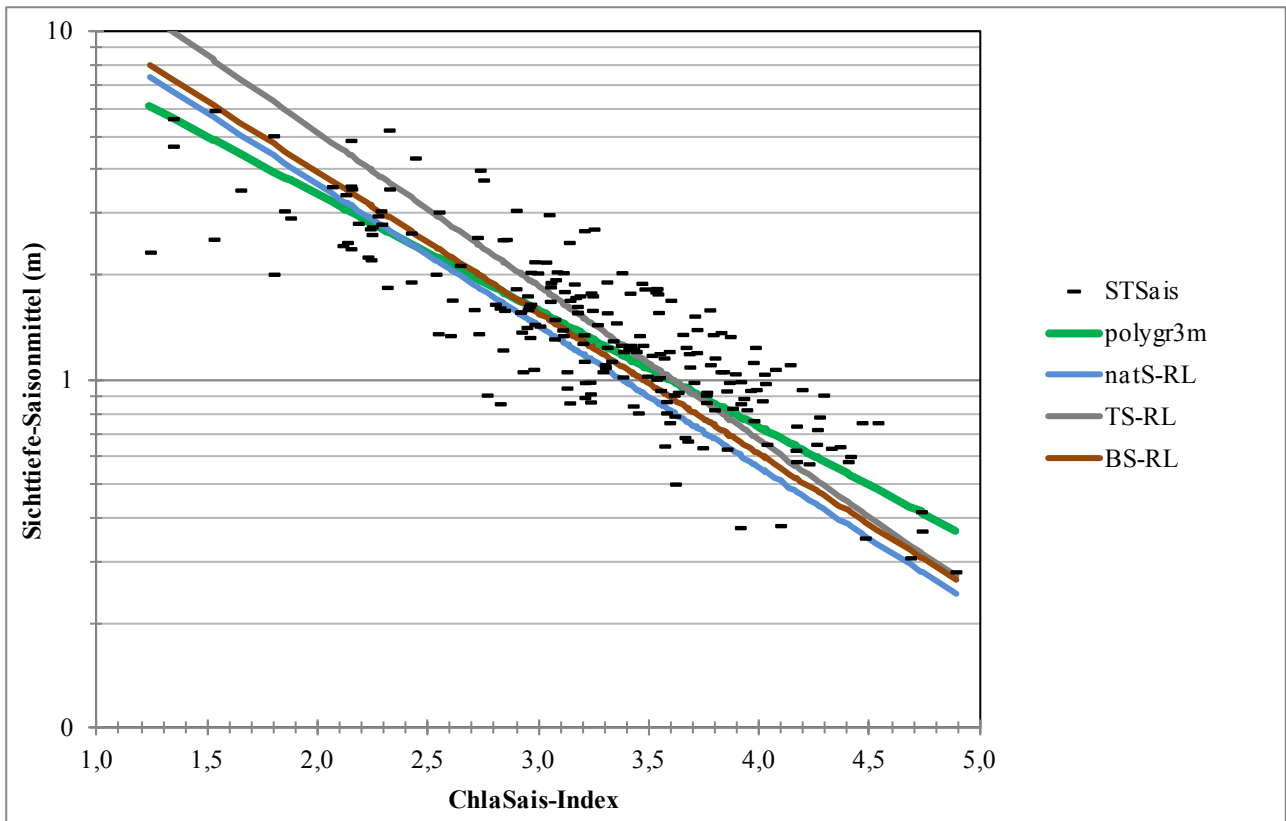


Abb. 39: Saisonmittelwerte der **Sichttiefe** in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen > 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

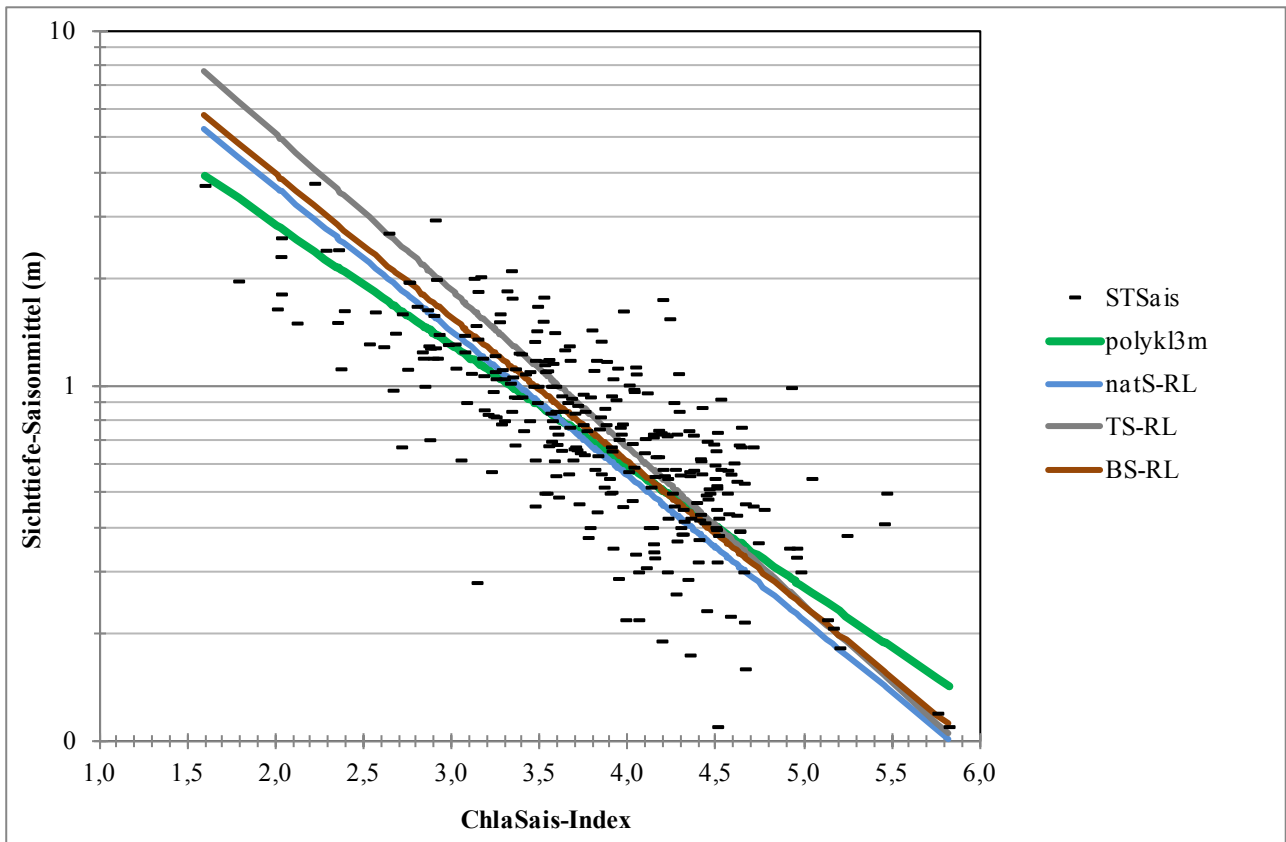


Abb. 40: Saisonmittelwerte der **Sichttiefe** in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen ≤ 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

Anpassungen des TPSais-Index:

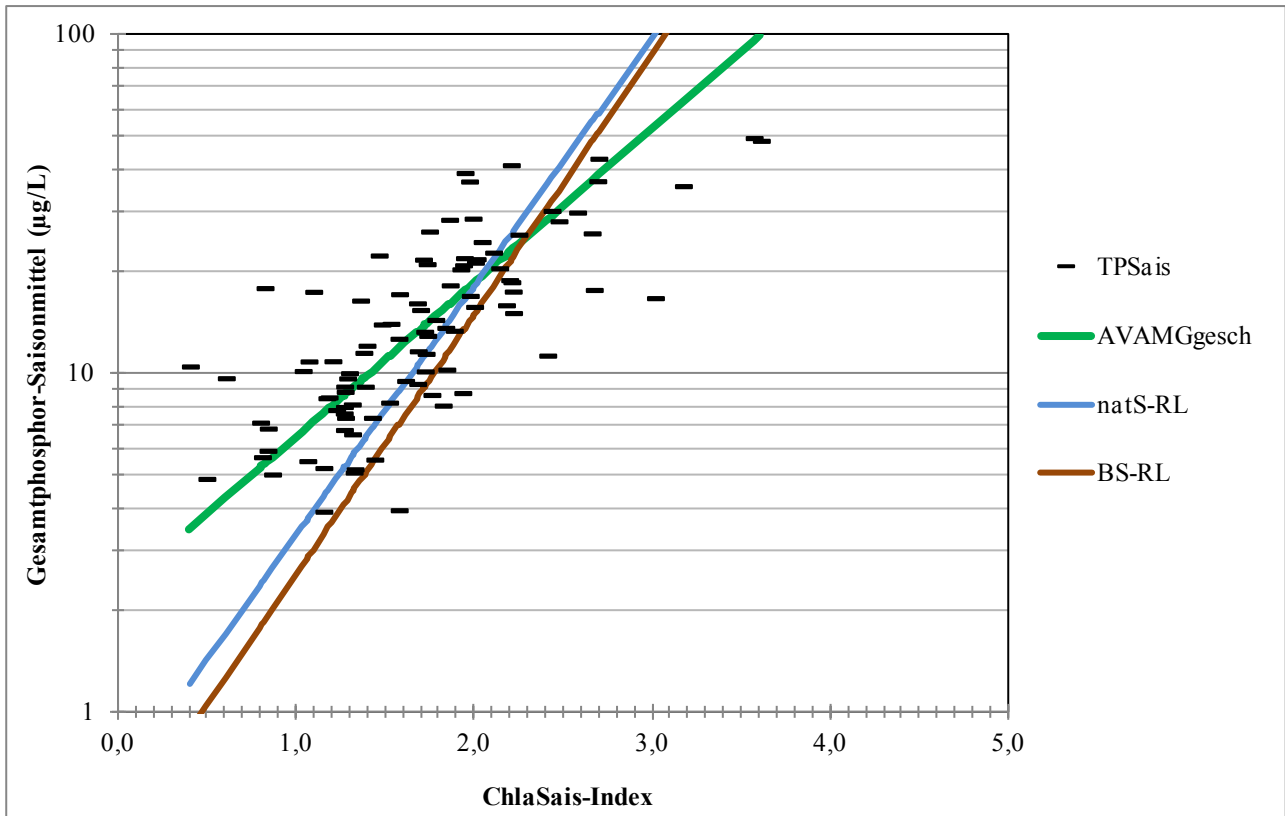


Abb. 41: Saisonmittelwerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in den Seegruppe der **geschichteten Alpen-, Voralpen- und Mittelgebirgsseen (> 5 ha und ohne Talsperren)** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

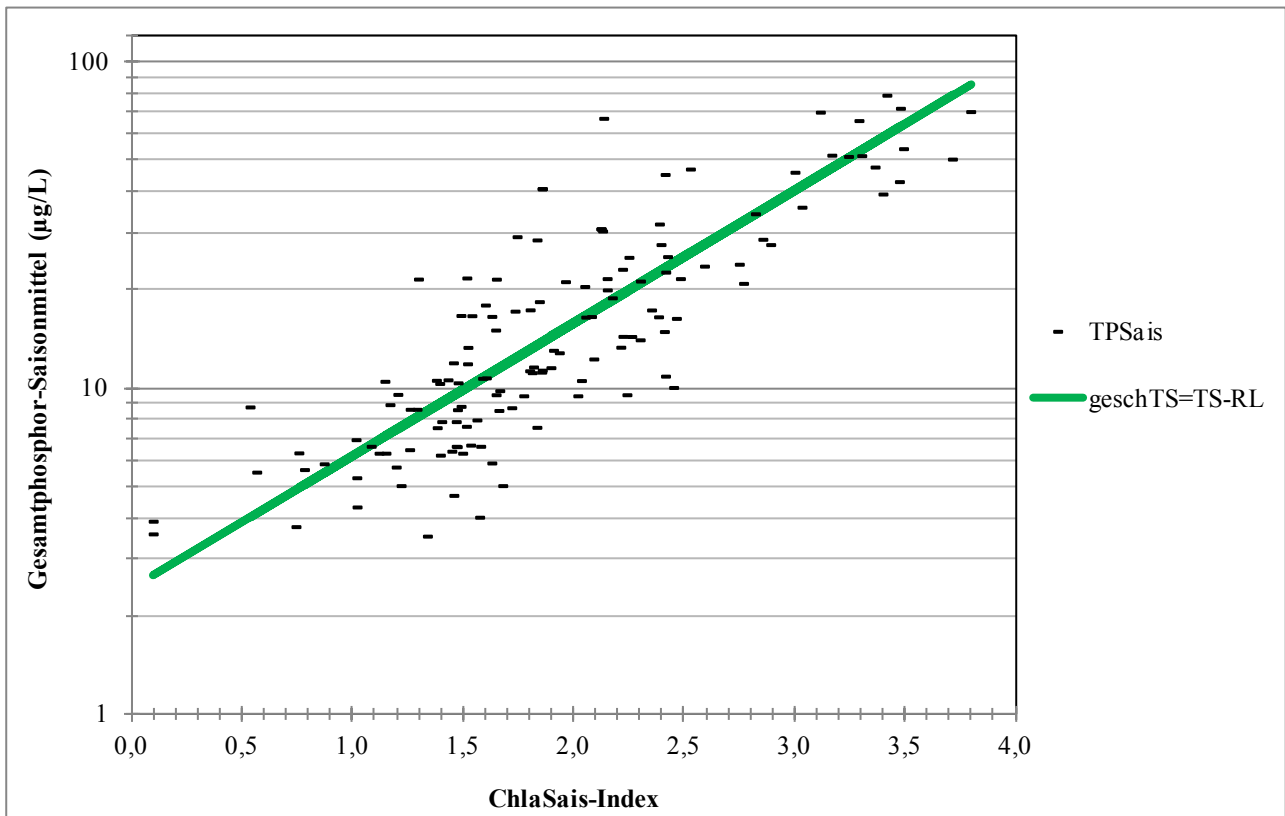


Abb. 42: Saisonmittelwerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **geschichteten Talsperren** sowie Klassifikationskurve der "alten" LAWA-RL, welche übernommen wurde.

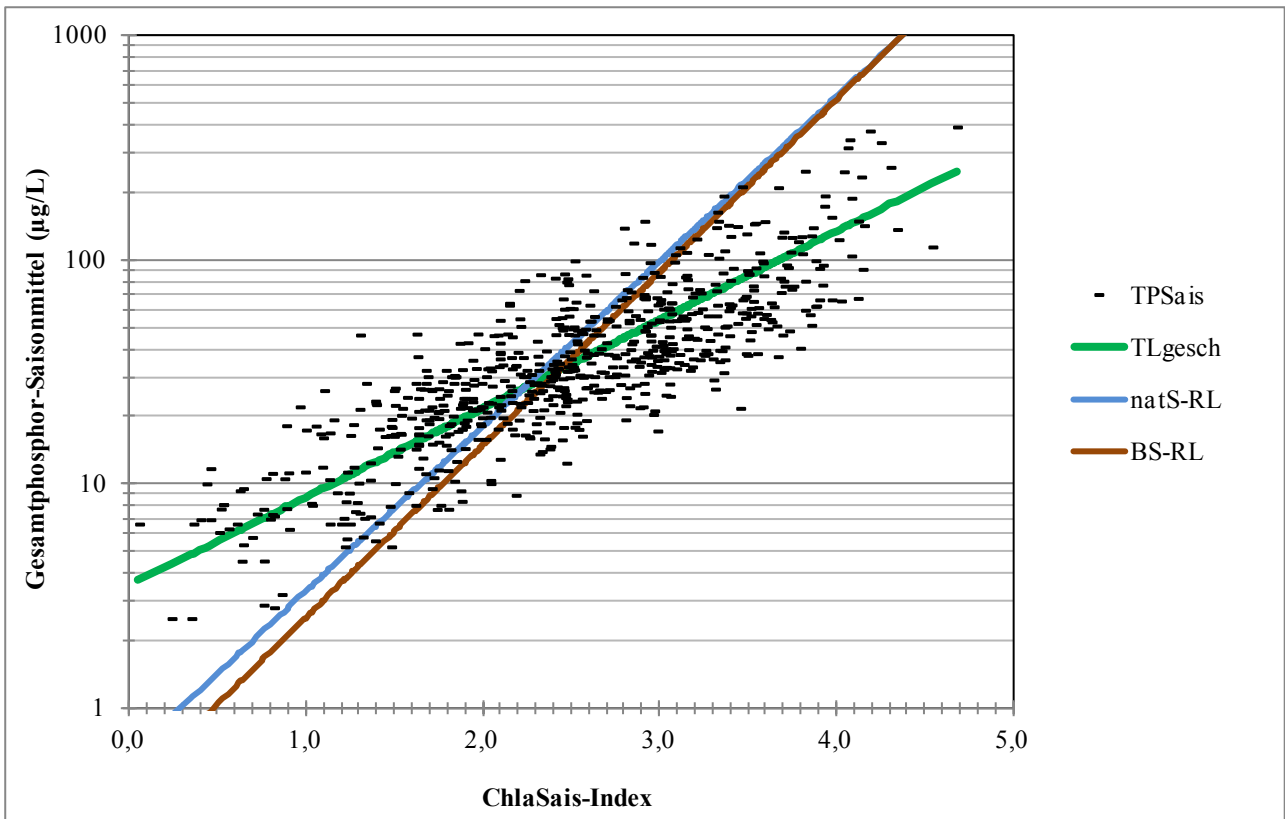


Abb. 43: Saisonmittelwerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **geschichteten Tieflandseen (> 5 ha und ohne Talsperren)** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

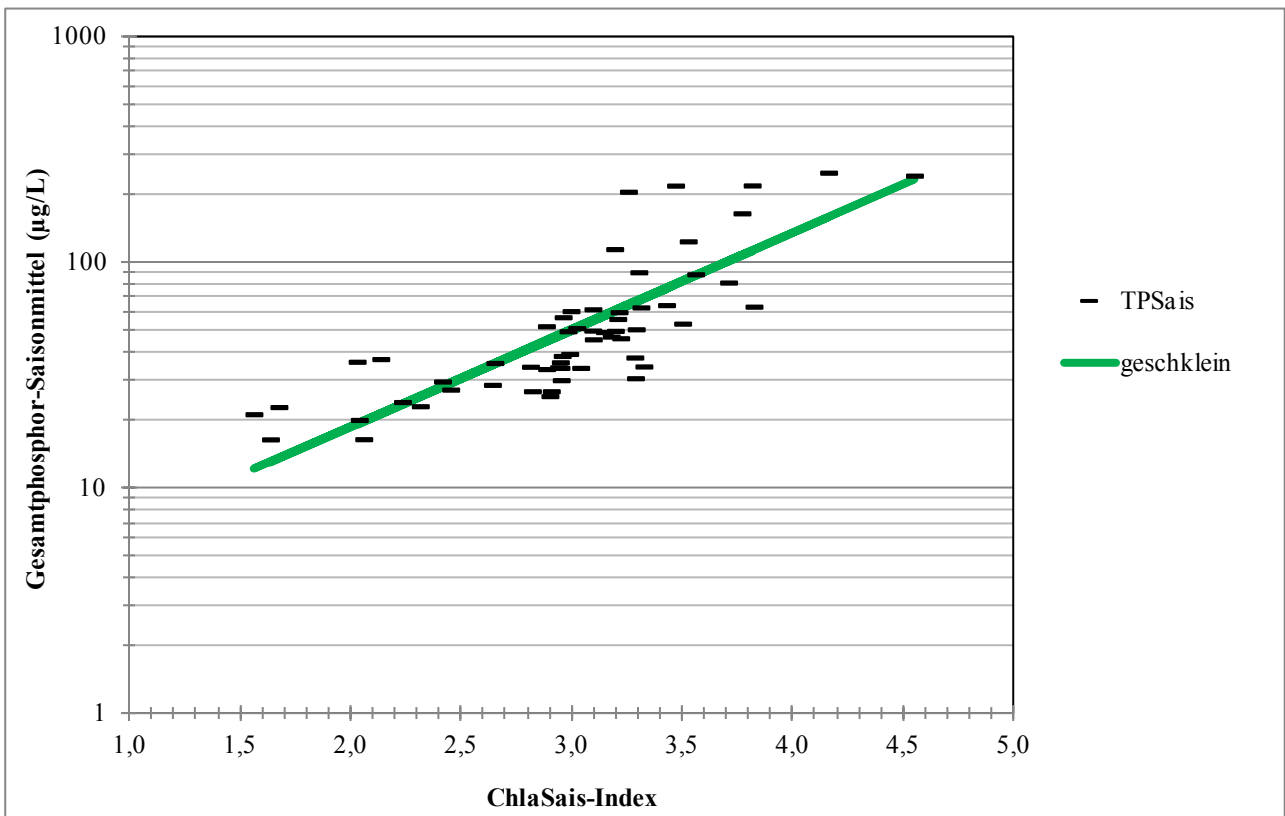


Abb. 44: Saisonmittelwerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **geschichteten Kleinseen ≤ 5 ha** sowie die neue Anpassung.

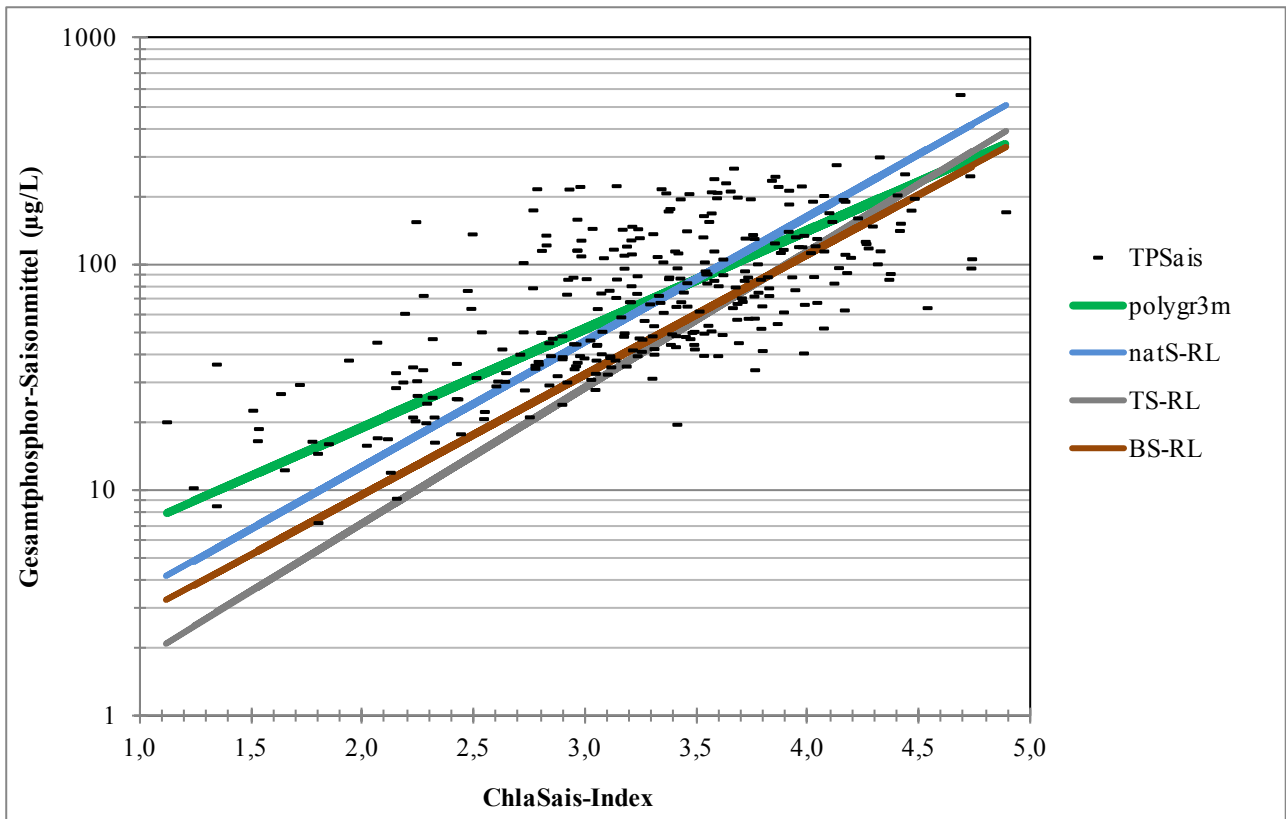


Abb. 45: Saisonmittelwerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der polymiktischen Seen > 3 m mittlere Tiefe sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

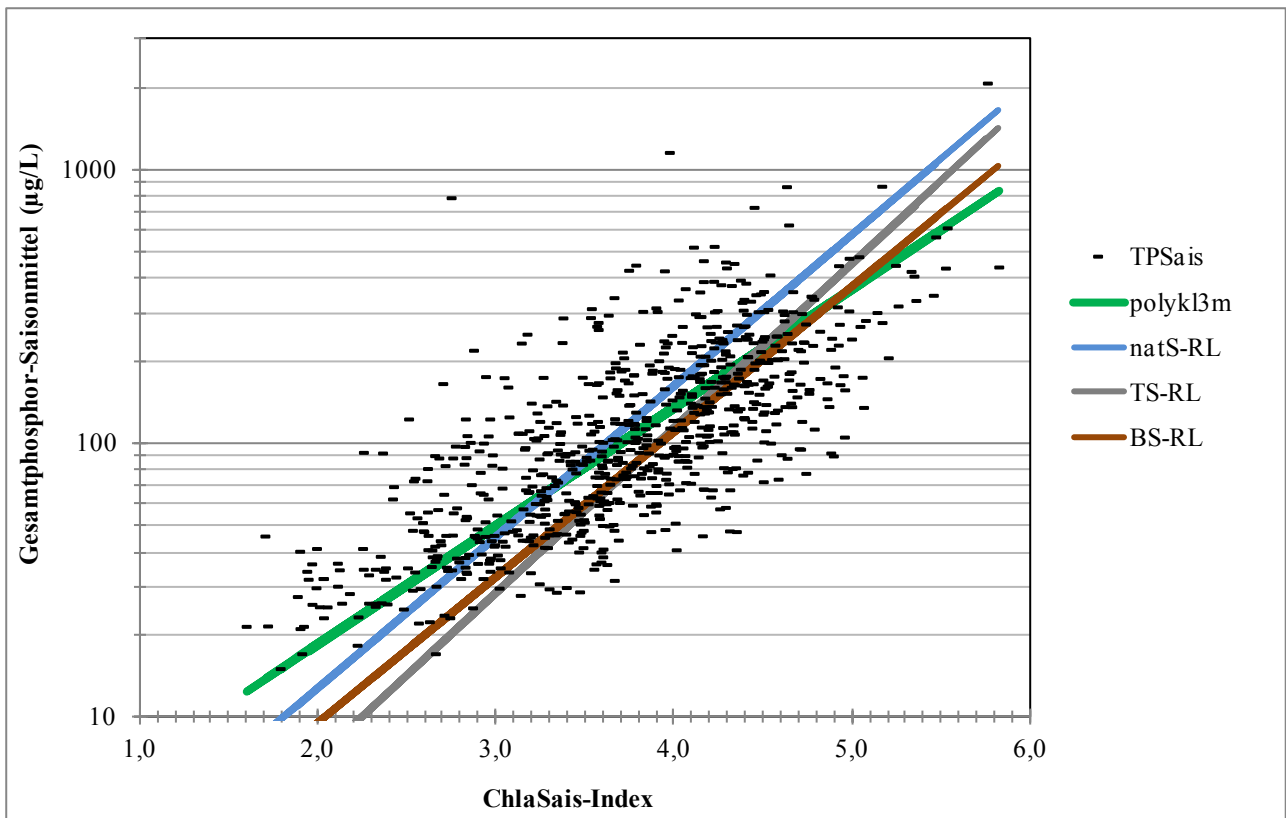


Abb. 46: Saisonmittelwerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der polymiktischen Seen ≤ 3 m mittlere Tiefe sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

Anpassungen des TPF-Index:

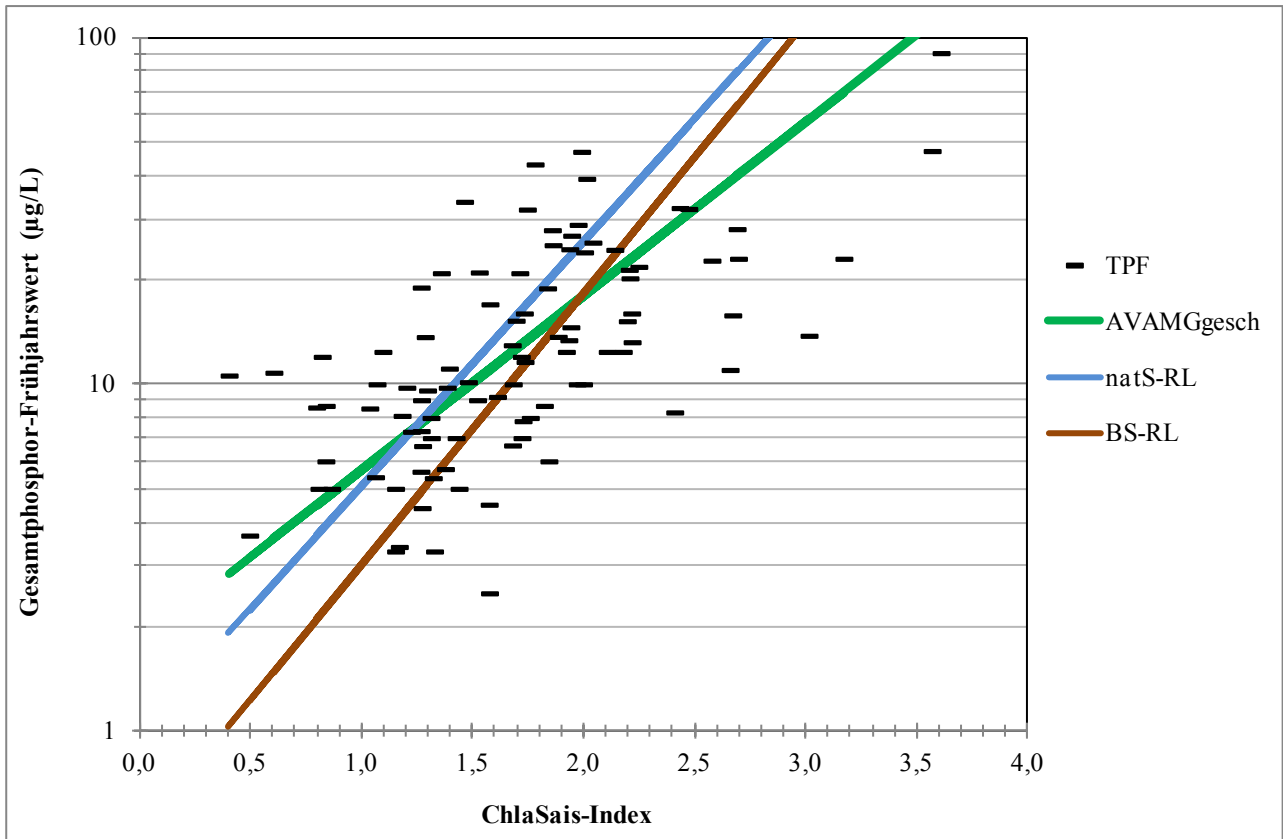


Abb. 47: Frühjahrs- oder Zirkulationswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Alpen-, Voralpen- und Mittelgebirgsseen (> 5 ha und ohne Talsperren) sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

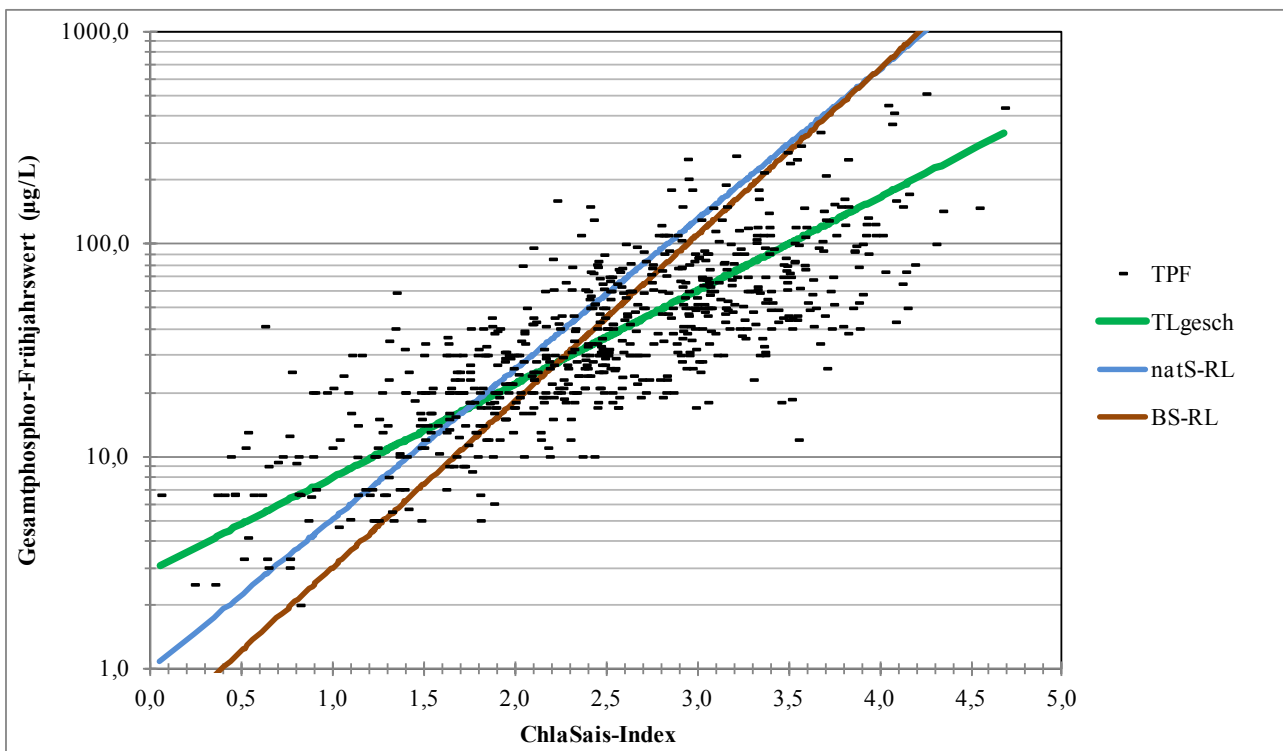


Abb. 48: Frühjahrs- oder Zirkulationswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Tieflandseen (> 5 ha und ohne Talsperren) sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

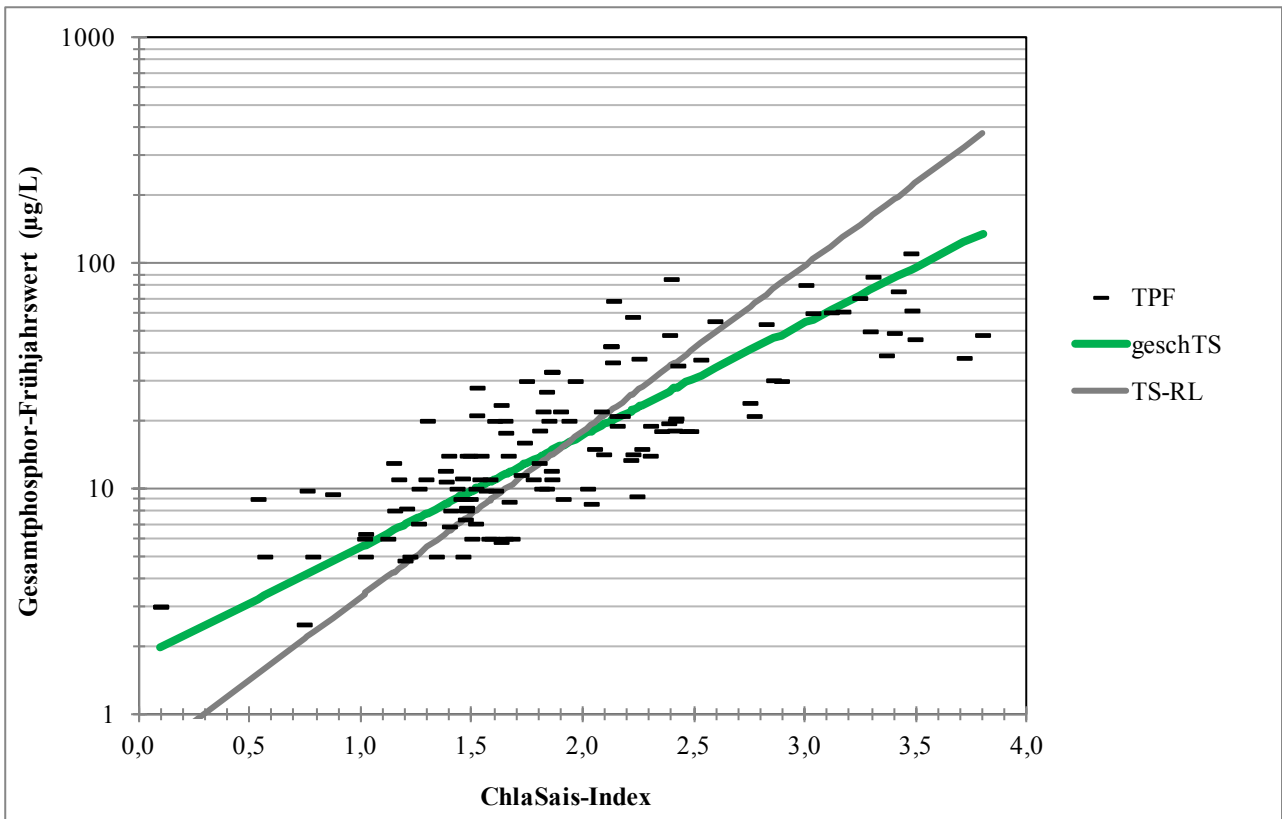


Abb. 49: Frühjahrswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Talsperren sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

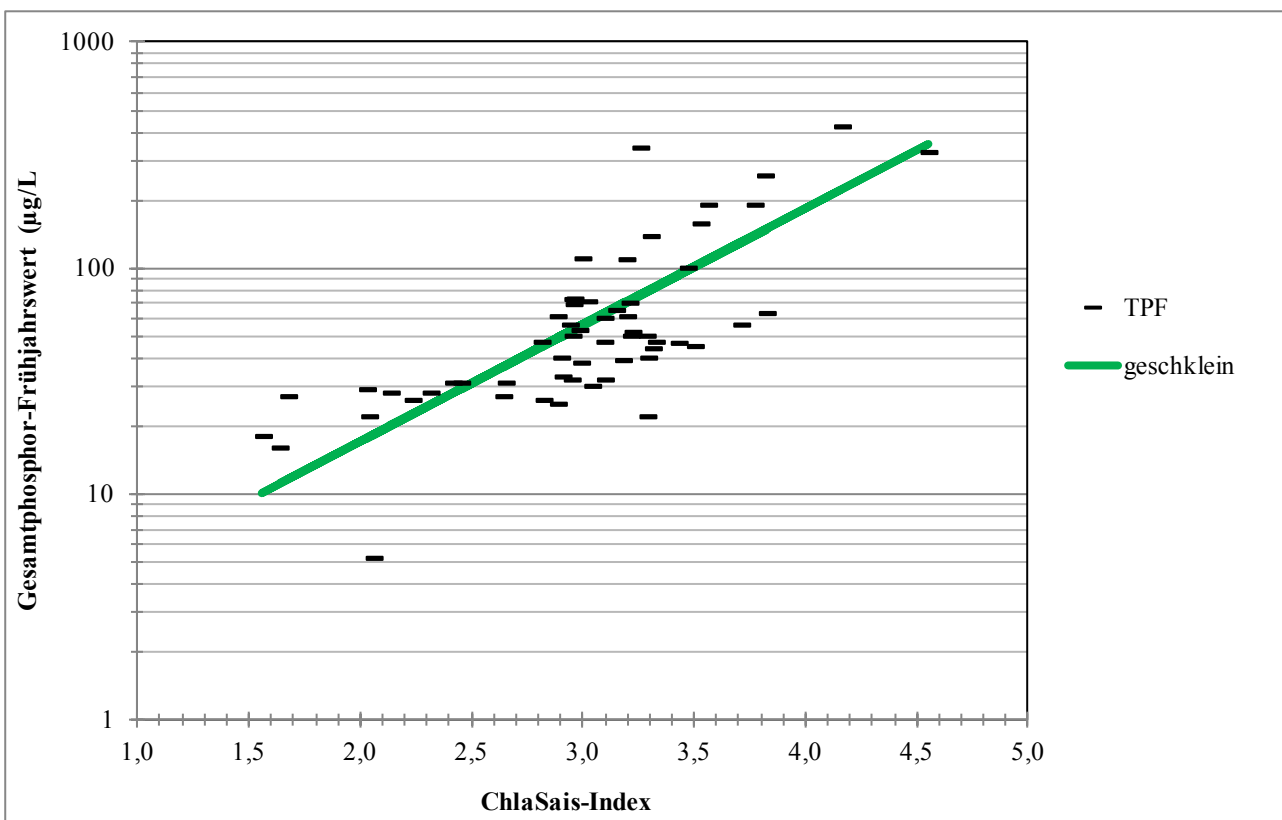


Abb. 50: Frühjahrs- oder Zirkulationswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Kleinseen ≤ 5 ha sowie die neue Anpassung.

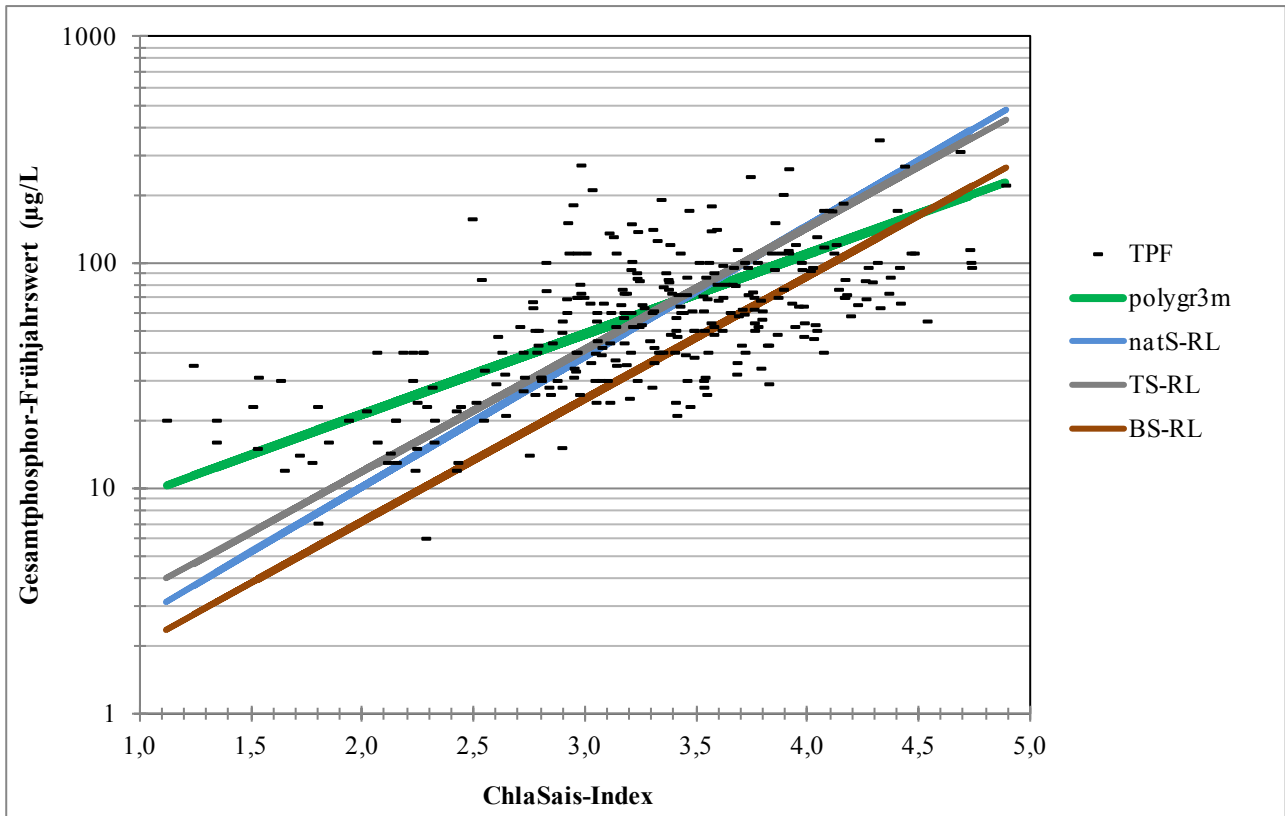


Abb. 51: Frühjahrswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen > 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

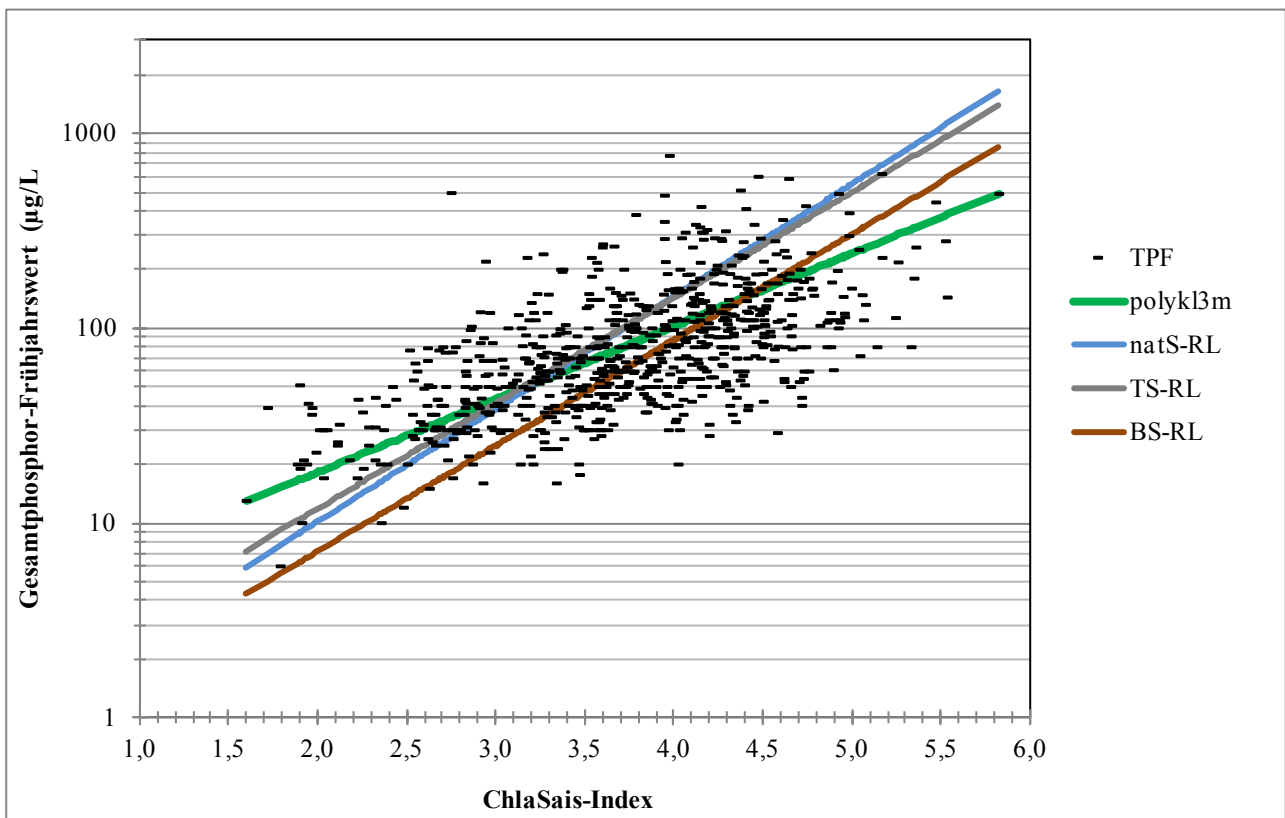


Abb. 52: Frühjahrswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen ≤ 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

3.2.5 Konsistenz der Einzel-Indices – "alt versus neu"

Eine optimale Index-Anpassung der Einzel-Indices zur Kalibrationsgröße Chl a-Index ließe erwarten, dass die Indices im Mittel nahe des Chl a-Index liegen. Die Abbildungen auf den Folgeseiten zeigen die Einzel-Indices der bisherigen Richtlinien in den bisherigen Seegruppen getrennt nach Baggerseen, Talsperren und natürlichen Seen sowie die neu abgeleiteten Indices in den neuen Seegruppen (Datengrundlage Kalibrationsdatensatz).

Betrachtet man die Konsistenz der Einzel-Indices in den bisherigen LAWA-Klassifizierungen (s. Abb. 53 und Abb. 54, jeweils oben, Verwendung von Sommermittelwerten), so ergeben sich deutliche Verschiebungen zur Kalibrationsgröße Chl a-Index. So stuft bei geschichteten natürlichen Seen z.B. der ST-Index im oligo- bis schwach mesotrophen Bereich die Seen im Mittel zu schlecht ein. Bei der TS-Richtlinie liegen nahezu alle ST-Einstufungen über der "Chl a-Index-Kurve". Der TP-Sommerwert (TPS) klassifiziert die natürlichen Seen im oligo- bis mesotrophen Bereich zu streng und im eu- bis polytrophen zu mild. Ähnliches gilt in dieser Gruppe auch für den TP-Frühjahrs-/Zirkulations-Index (TPF/Z).

Bei den polymiktischen Seen sind ebenfalls Verschiebungen offensichtlich (s. Abb. 54): Gemäß der Baggersee-Richtlinie werden die TP-Kenngrößen durchweg zu streng eingestuft. Die bisherige TS-Klassifizierung ist für den Parameter Sichttiefe ebenfalls zu streng und für das TP-Sommermittel deutlich milder als die Kalibrationskenngröße Chl a-Index.

Die Neu-Gestaltung des Trophie-Index sollte auch hinsichtlich der Konsistenz der Einzel-Indices Verbesserungen erzielen. Zu diesem Zweck wurden in weiteren Validierungsgängen die Beziehungen zwischen den Einzelmetrics geprüft und nochmals aufeinander abgestimmt. Das Ergebnis ist in den Abb. 53 und Abb. 54 jeweils unten zu sehen. Die Einzel-Indices weisen zwar gemäß der gemessenen Werte in der Natur eine mehr oder weniger große Streuung um den Chl a-Index (hellgrüne Linie) auf, betten jedoch die Kalibrationsgröße in der Mitte ihrer Punktwolke ein.

Die nun bessere Kalibration am Chl a-Index gewährleistet, dass die Schwankungen der Einzel-Indices im Wesentlichen tatsächlich beobachtete Abweichungen darstellen und nicht Folge einer schiefen Anpassung an die Chl a-Kurve sind.

Fazit:

Anhand der Konsistenzprüfung zwischen den Einzel-Indices der LAWA-Klassifizierung konnten Defizite der bisherigen und neuen Ansätze gefunden werden. Für die neuen Ansätze wurden die Klassifikationsformeln nochmals angepasst, so dass sich eine Gleichsinnigkeit zwischen den Einzel-Indices ergab.

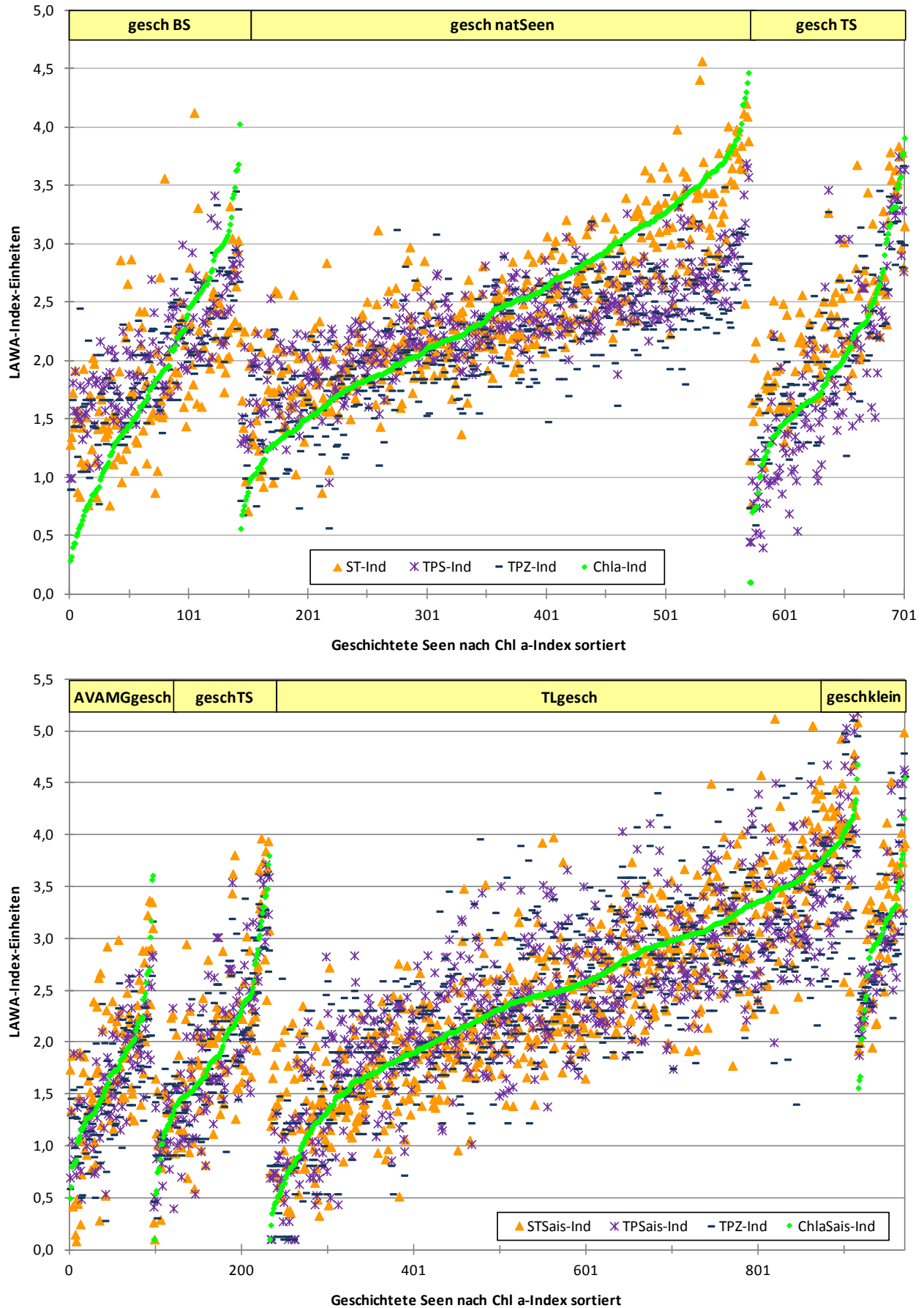


Abb. 53: Konsistenz der Einzel-Indices der bisherigen LAWA-Klassifizierung (1999, 2001, 2003) (oben) sowie der neuen Anpassung (unten) für **geschichtete Seen**. Sortierung in den Seegruppen jeweils nach Chl a-Index. Sais = Saisonmittel, ST = Sichttiefe, TP = Gesamtphosphor, TPZ = TP-Zirkulationswert, TPS = TP-Sommermittel, Ind = Index. Abkürzungen für Seegruppen s. Kap. 7 und Tabelle 25.

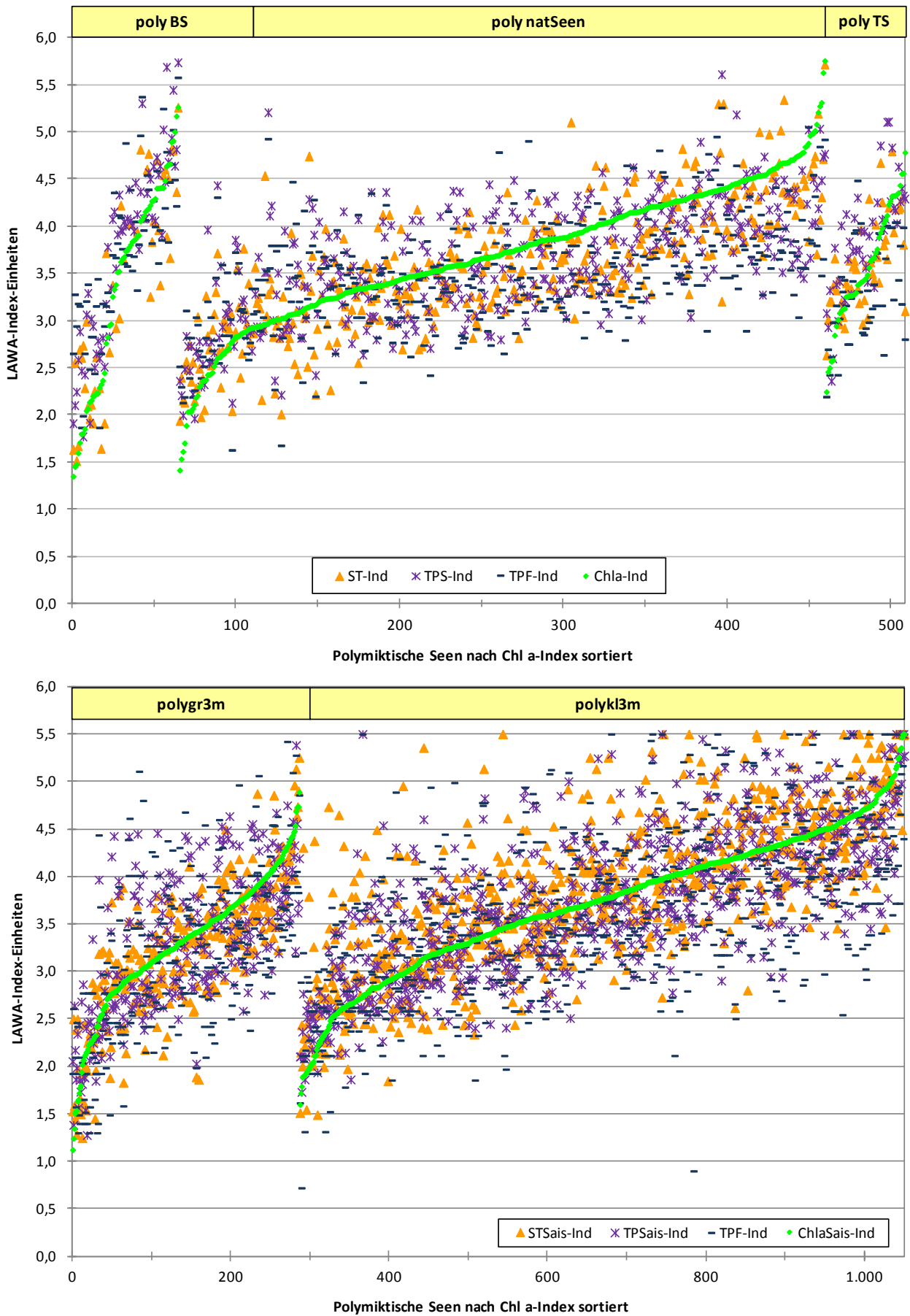


Abb. 54: Konsistenz der Einzel-Indices der bisherigen LAWA-Klassifizierung (1999, 2001, 2003) (oben) sowie der neuen Anpassung (unten) für **polymiktische Seen**. Sortierung in den Seegruppen jeweils nach Chl a-Index. Sais = Saisonmittel, ST = Sichttiefe, TP = Gesamtposphor, TPF = TP-Frühjahrswert, TPS = TP-Sommermittel, Ind = Index. Abkürzungen für Seegruppen s. Kap. 7 und Tabelle 25.

3.2.6 Gewichtung der Einzel-Indices im angepassten Trophie-Index

In den LAWA-Richtlinien (1999, 2001, 2003) werden die vier Einzel-Indices mit einer gewichteten Mittelwertbildung zum LAWA-Trophie-Index zusammengeführt. Die Gewichtungsfaktoren sind dabei an die Bestimmtheitsmaße (R^2) der Regressionen zwischen den Einzel-Indices und der Kalibrationsgröße Chl a angelehnt. Der Chl a-Index wurde stets mit dem Gewichtungsfaktor 10 eingerechnet. Der TP-Index wird z.B. entsprechend dem Bestimmtheitsmaß seiner exponentiellen Beziehung zum Chlorophyll a von z.B. $R^2 = 0,69$ mit dem gerundeten Faktor 7 gewichtet, d.h. mit dem (gerundet) Zehnfachen des R^2 .

Für die hier vorliegende Überarbeitung wurde ein ähnliches Vorgehen gewählt. Die Bestimmtheitsmaße wurden mit Regressionsanalysen (s. Tabelle 38) zwischen dem Chl a-Index und den mit den aktuellen Formeln (Tabelle 27) berechneten Einzel-Indices ermittelt. Diese Analysen wurden für jede der sechs Seegruppen separat durchgeführt (s. Tabelle 38). Verwendet wurde der Kalibrationsdatensatz siehe Kap. 3.1.2.

Tabelle 38: Bestimmtheitsmaße der Regressionsanalysen zwischen Chl a-Index und den drei Trophie-Einzelindices Sichttiefen-, Gesamtphosphor-Saisonmittel und Gesamtphosphor-Frühjahrs- bzw. Zirkulationswert sowie daraus abgeleitete Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex.

	Chl a-Index	ST-Index	TPSais-Index	TPF/Z-Index
AVAMGgesch				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,44	0,57	0,41
Gewichtung	10	4	6	4
geschTS				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,58	0,68	0,65
Gewichtung	10	6	7	7
TLgesch				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,72	0,70	0,61
Gewichtung	10	7	7	6
geschklein				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,59	0,62	0,56
Gewichtung	10	6	6	6
polygr3m				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,67	0,46	0,39
Gewichtung	10	7	5	4
polykl3m				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,57	0,56	0,38
Gewichtung	10	6	6	4

Die geringste Streuung zum Chl a-Index weisen die Indices der Saisonmittelwerte des TP und der Sichttiefe auf. Der TP-Frühjahrswert besitzt insbesondere in den Seen der Alpen und Mittelgebirge sowie bei den polymiktischen Seen eine relativ hohe Streuung und erhält dort deshalb kleinere Gewichtungsfaktoren.

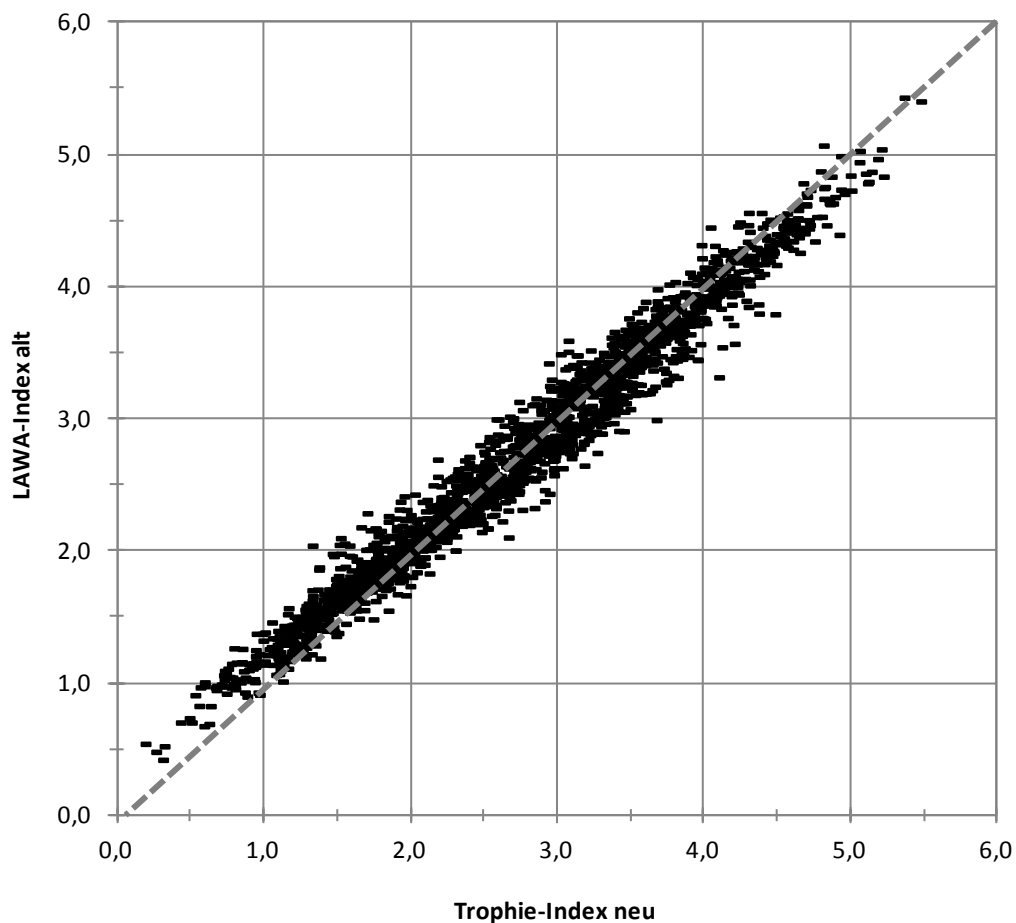
Die Formeln zur Errechnung der Gesamtindices für die Seegruppen enthält die Tabelle 39.

Tabelle 39: Formeln zur Berechnung des Gesamt-Index aus den Einzel-Indices in den Seegruppen.

Seegruppe	Gesamt-Index-Berechnung
AVAMGnatS	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*4 + TPSais-Ind*6 + TPZ-Ind*4) / 24
geschTS	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*6 + TPSais-Ind*7 + TPZ -Ind*7) / 30
TLgesch	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*7 + TPSais-Ind*7 + TPZ -Ind*6) / 30
geschklein	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*6 + TPSais-Ind*6 + TPZ -Ind*6) / 28
polygr3m	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*7 + TPSais-Ind*5 + TPF-Ind*4) / 26
polykl3m	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*6 + TPSais-Ind*6 + TPF-Ind*4) / 26

3.2.7 Vergleich der Gesamt-Indices – "alt versus neu"

Die Prüfungen in Kap. 3.2.5 sowie die Abb. 53 und Abb. 54 geben bereits einen Eindruck darüber, wie sich der neue Index nach der Überarbeitung vom bisherigen Trophie-Index unterscheidet. Dennoch sollen die Veränderungen für die neuen Seegruppen nochmal in einer Gegenüberstellung verdeutlicht werden. Für die Darstellungen wurden alle Jahrgänge verwendet, für die der bisherige Trophie-Index auf Basis der Sommermittelwerte in der Datenbank vorlag und gemäß Plausibilitätsprüfung der Einzelwerte belastbar ist (s. Abb. 55).

**Abb. 55:** Gegenüberstellung "neuer" Trophie-Index versus bisheriger LAWA-Index. N = 2.100.

In der Abb. 55 wird deutlich, dass keine grundlegende Änderung in der Höhe des Trophie-Index durch die Anpassungen verursacht wurde. Vielmehr führen die Verbesserungen der Kalibrationen der Einzel-Indices zu einem Zurechtrücken der Steigung der "Klassifikationskurve". Im oligo- bis mesotrophen Bereich bei Indices kleiner als 2,5 findet eine mildere Bewertung statt, im eu- bis hypertrophen Bereich der Skala fallen die Klassifikationen etwas strenger aus. Die Abweichungen betragen maximal 0,75 Indexeinheiten nach oben und unten, im Mittel liegen sie bei -0,01, d.h. es wurde insgesamt keine Verschiebung verursacht.

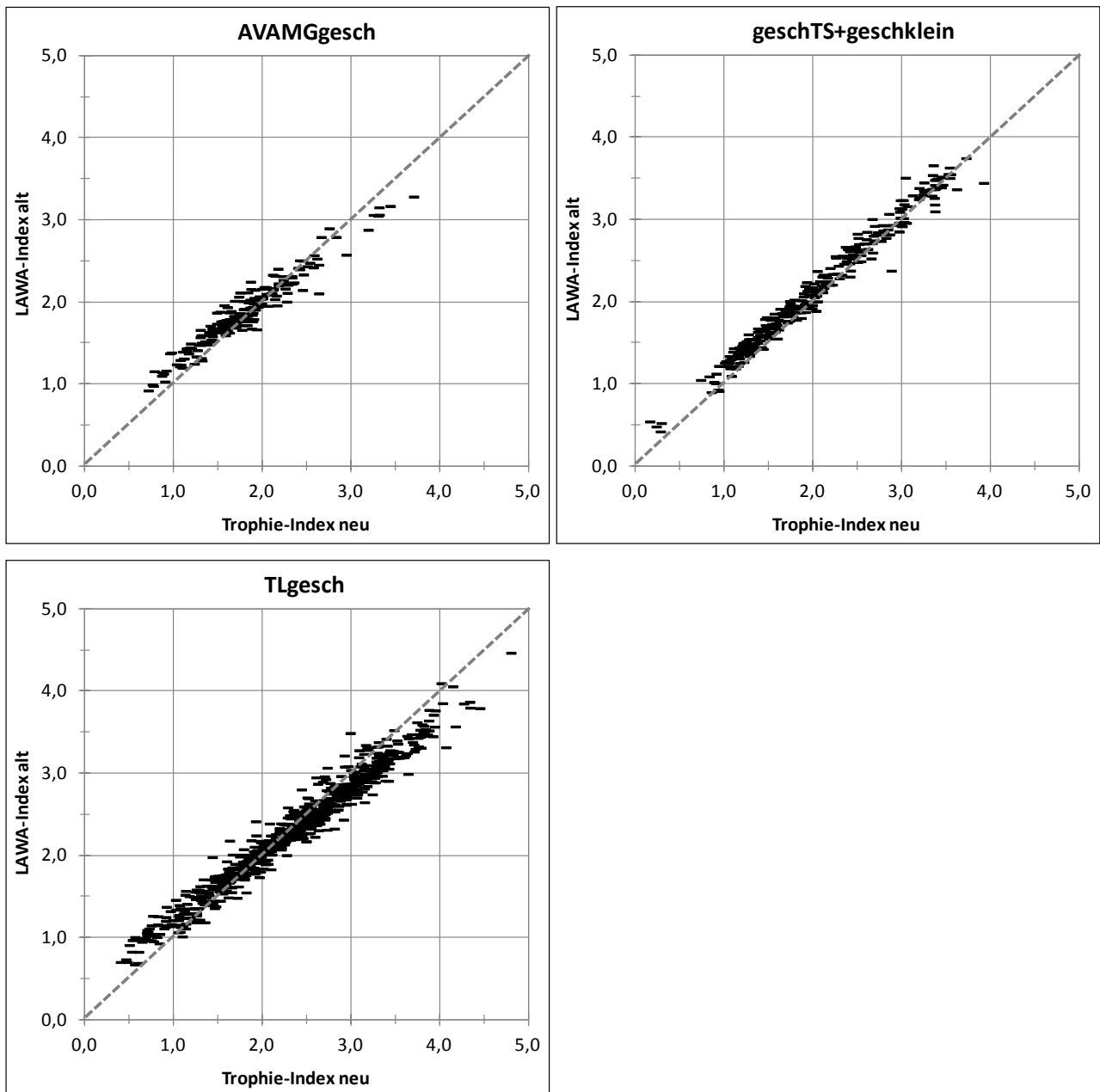


Abb. 56: Gegenüberstellung "neuer" Trophie-Index versus bisheriger LAWAI-Index in den Seegruppen der geschichteten Seen der überarbeiteten Trophieklassifizierung.

Die geringsten Veränderungen im Gesamt-Trophie-Index sind bei der Klassifizierung der geschichteten Talsperren zu sehen (s. Abb. 56), die größten in der Gruppe der polymiktischen Seen mit mittleren Tiefen von mehr als 3 m (s. Abb. 57) und bei den geschichteten Tieflandseen (s. Abb. 56).

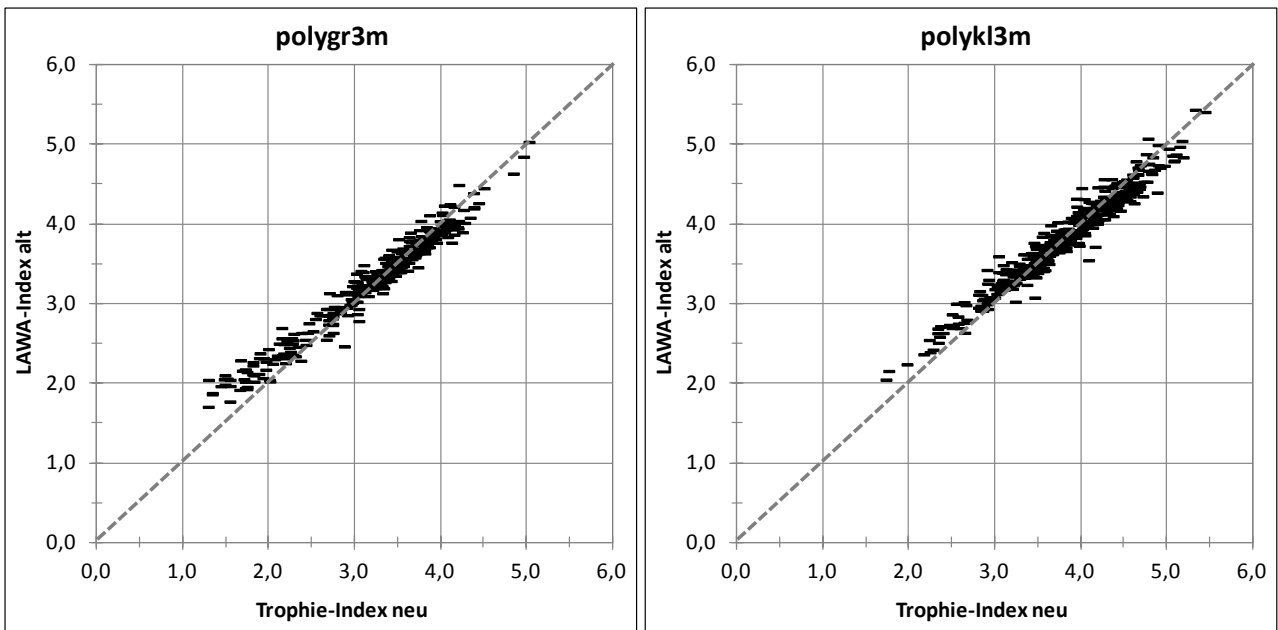


Abb. 57: Gegenüberstellung "neuer" Trophie-Index versus bisheriger LAWA-Index in den Seegruppen der geschichteten Seen der überarbeiteten Trophieklassifizierung.

Der größte Vorteil der erfolgten Überarbeitung ist die Aussagesicherheit der Einzel-Indices, welche gewährleistet, dass Abweichungen von der Mittelwertlage im Wesentlichen tatsächlich beobachtete Besonderheiten in den Seen darstellen und nicht Folge einer schiefen Anpassung an die Chl a-Klassifikation sind. Des Weiteren gestaltet sich die Ableitung von Hintergrund- und Orientierungswerten aus den Trophieklassen harmonischer. Die zu steile Anpassung der TP-Sommer-Klassifikation (für natürliche Seen, LAWA 1999) hatte bisher immer zu Widersprüchen hinsichtlich anzustrebender Trophieklasse im "guten" Zustand und des zugehörigen TP-Werts geführt.

3.2.8 "Außenseiterseen" und Grenzen für die Trophieklassifizierung

Während der Zusammenstellung der Kalibrationsdatensätze sowie der Analysen zur Trophieklassifizierung fielen Seen auf, die in ihrer Biomasseentwicklung von den Großgruppen abwichen. Folgende Seen wurden deshalb nicht in die Kalibrationsdatensätze mit aufgenommen :

- Seen, die noch einer intensiven Kiesgewinnung unterliegen und aufgrund der Lichtlimitierung durch mineralische Schwebstoffe geringe Sichttiefen aufweisen sowie relativ wenig Biomasse ausbilden. Beispiele: Raunheimer Waldsee (HE), Kiessee Prettin (ST), Kiessee Barby (ST), Barleber See 2 (ST), Kriegersee (BW), Goldkanal (BW).
- Altarme von großen Fließgewässern, die durch den erhöhten Durchfluss bei relativ hohen Nährstoffbelastungen nur geringe PP-Biomassen aufweisen: Stockstadt-Erfelder Altrhein (HE), Alte Elbe Sandkrug (ST), Lingenfelder Altrhein (RP) und Ginsheimer Altrhein (HE). Dies gilt ebenso für Talsperren mit kurzen Wasserverweilzeiten wie z.B. die TS Wendefurth mit im Mittel 7 Tagen, der Grüntensee mit 13 Tagen, der Muldestausee mit 14 Tagen und der Lechstau Dornau mit 3 Tagen. Des Weiteren für Torfabbauseen, die in Verbindung mit Flüssen stehen: z.B. der Glabbacher Bruch (NW) mit der Nette und der Torfstich bei Loitz (MV) mit der Peene.
- Tagebauseen, insbesondere im meso- bis polytrophem Bereich, die durch verhältnismäßig geringe Chl a-Werte auffallen. Beispiele sind der Hufeisensee (ST), der Bergwitzsee (ST), Runstädter See (ST), Senftenberger See (ST), Erlache (HE). Eine Begründung ist hier noch nicht gefunden.
- Natürliche Seen mit auffällig geringen Chl a- und PP-Biovolume-Konzentrationen in Bezug zum Gesamtphosphorgehalt: z.B. die Außenmüritz (MV), der 1,5 ha große "See bei Staven" (MV), der Grimmsee (MV), der Owschlager See (SH, 20 ha), der 25 ha große Cossensee (MV) oder der knapp 4 ha große Stüdsee (MV).
- Huminstoff-reiche Seen besitzen oft zu geringe Sichttiefen im Verhältnis zu dem meist oligo- bis schwach mesotrophen Trophiestatus. Bei stark gefärbten Seen führt der Sichttiefen-Index zu unplausibel hohen Einstufungen.

Des Weiteren wurden Jahrgänge von Seen aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt, die auffällige und unplausible Wertesprünge aufwiesen. Hier traten insbesondere hinsichtlich der Phosphor-Analytik immer wieder größere Unsicherheiten in den Datensätzen hervor: Die P-Analytik in Tagebauseen wird durch hohe Eisengehalte gestört und müsste in den Labors plausibilisiert und teilweise modifiziert werden. Ein oder mehrere Labors gaben z.B. keine Chlorophyll-Werte von Klarwasserstadien (durch Sichttiefenmessung identifiziert) aus. TP-Konzentrationen weisen von Jahr zu Jahr Wertsprünge von 50-100 µg/L auf. Hier fehlt möglicherweise beim Laborpersonal limnologisches Wissen, das für eine Plausibilisierung von Messwerten notwendig wäre.

Zur Ableitung der Kurvenanpassungen Phosphor- versus Chl a-Saisonmittel wurden darüber hinaus Datensätze von Seen entfernt, deren TP-Konzentrationen über 500 µg/L liegen: Es wurden etwa 100 Datensätze mit TP-Konzentrationen bis 500 µg/L bis 23.000 µg/L ausgeschlossen. Bei diesen Gehalten ist nicht mehr von einer P-Limitierung der Phytoplanktonentwicklung auszugehen und die Korrelation zu den Biomassekenngrößen wird dementsprechend schwach oder fehlt ganz.

Über das Makrophyten-Wachstum in den Seen ist nahezu nichts bekannt. Lediglich für 50 von 1.905 Seen sind dazu Anmerkungen in der Datenbank vorhanden. Auch zur Betrachtung einer möglichen Stickstoff-Limitierung sind kaum Daten verfügbar.

Einige Seen wurden nicht in der euphotischen Zone bzw. im Epilimnion beprobt. Hier fallen mesotrophe Alpen- und MG-Seen auf, deren Sichttiefen zwischen 3 und 5 m liegen, welche aber dennoch in der Lamelle von 0-20 m beprobt wurden und "verdünnte Biomasse-Gehalte" aufweisen.

Die bisherigen LAWA-Richtlinien enthielten eine Liste von Anwendungsgrenzen der Trophie-Klassifizierung sowie eine kurze Begründung zu jeder Einschränkung, eine Zusammenstellung enthält die Tabelle 40. Einige Randbedingungen führen gemäß der LAWA-Richtlinien zu einer eingeschränkten Anwendbarkeit wie z.B. Sedimenttrübung, andere schließen eine Anwendung ganz aus wie z.B. ein Säurestatus unter pH 5.

Tabelle 40: Übersicht zu den Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikationen nach LAWA (1999, 2001, 2003) für die Gewässerarten natürliche Seen (natS), Baggerseen (BS) und Talsperren (TS). Grau unterlegt = Kriterium in entsprechender Richtlinie nicht behandelt.

"Seetyp" oder Randbedingungen	Anwendbarkeit			Begründung
	natS	TS	BS	
saure oder versauerte Seen mit pH < 5	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Klassifikationen an Neutralgewässern geeicht, Zustand ggf. durch Al-Toxizität gestört
humos gefärbte, dystrophe (Braunwasser-) Seen	dystroph nein Braunwas- serseen jein	eingeschränkt anwendbar		Sichttiefe als Kriterium nicht anwendbar
durch toxische Inhalts- stoffe vergiftete Seen	nicht anwendbar			gestörte Verhältnisse durch Selektivität oder Hemmung
Kleingewässer < 1 ha	nicht anwendbar			hohe Beeinflussung des Sees durch Geschehen am Gewässerrand, unterge- ordnete Bedeutung der Phytoplankton- produktion für Gesamtstoffhaushalt und Gewässerzustand
häufig oder ständig sedi- mentgetrübte Seen, z.B. einige polymiktisch Flachseen, durch alloch- thone Eintrag getrübte Seen des Berglandes, Baggerseen mit minerali- schen Schwebstoffen oder aufgewirbeltem Sediment	eingeschränkt anwendbar	eingeschränkt anwendbar	eingeschränkt anwendbar	Sichttiefe und TP als Kriterium zeitweilig nicht geeignet oder nur bedingt geeignet
Makrophyten-dominierte Seen	eingeschränkt anwendbar		nicht anwendbar	Chl a und Sichttiefe nicht geeignet, da submerse Makrophyten das Phytoplanktonwachstum durch Konkur- renz und Allelopathie einschränken
künstliche Seen mit einem Alter von weniger als 10 Jahren	eingeschränkt anwendbar	jünger als 5 Jahre nach Einstau nein	Ende der Baggerar- beiten < 5 Jahre 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)	nicht anwendbar	nein unabhängig von Verweilzeit	mit inten- siver Fluss- anbindung nein	Produktionskriterien Chl a und Sichttiefe verfälscht durch hohe Aus- und Eintrags- raten des Phytoplanktons
Talsperren mit sommerli- chen Verweilzeiten von weniger als 10 Tagen		nicht anwendbar		hohe Planktonverluste durch Aus- schwemmung, noch keine typischen See- Ökosysteme

In Zusammenführung der Erfahrungen aus den aktuellen Auswertungen sowie der Anwendungsgrenzen in den LAWA-RL ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

Die zusammengeführte Liste aus den LAWA-Richtlinien enthält im Wesentlichen alle Randbedingungen, die zu Anwendungs-Einschränkungen führen können auch unter Betrachtung des aktuell erweiterten Datensatzes.

Es wird vorgeschlagen, die Anwendbarkeit nie ganz auszuschließen, da die Erfahrungen einerseits zeigen, dass es immer wieder spezielle Vor-Ort-Bedingungen gibt, welche die Seen "ganz normal" reagieren lassen. Hierzu einige Beispiele:

- 1. Die Phytoplanktongesellschaft in der schnell durchflossenen Affolderner Talsperre (HE) entwickelt sich mit einer theoretischen Wasserverweilzeit von rund 5 Tagen dennoch nahezu ohne Einschränkungen und weist die für Flachseen erwarteten hohen Biomassen auf. Diesbezüglich besteht sicherlich eine hohe Abhängigkeit vom hydrologischen Regime und der Talsperren-Bewirtschaftung der im Oberwasser befindlichen Edertalsperre und der beiden Oberbecken Waldeck I und II im Pumpspeicherbetrieb. Große Unterschiede zwischen den Jahren sind demnach zu erwarten und es kann durchaus sein, dass in sehr niederschlagsreichen Jahren die Anwendbarkeit der Trophieklassifizierung durch die Ausschwemmung des Phytoplanktons gestört ist und eingeschränkt werden muss.
- 2. Der noch zur Kiesgewinnung genutzte Angelhofer Altrhein (RP), der darüber hinaus ober- und unterstromig Anbindung an den Rheinstrom besitzt, also mehrere "Störfaktoren" gleichzeitig aufweist, kann in den bisher vorliegenden Untersuchungsjahren plausibel klassifiziert werden. Hier ist insbesondere die Lage der Probestelle in einem relativ durch eine Insel geschützten Bereich des Sees für die nahezu normale Entwicklung des Phytoplanktons sowie die nicht durch Trübe verkürzte Sichttiefe ursächlich.
- 3. Das trophische Geschehen in Flusseen in der norddeutschen Tiefebene ist ebenfalls in hohem Maße von der Durchflusssituation und der Lage im Gewässersystem abhängig. Das kategorische Ausschließen der Gültigkeit der Trophieklassifikation würde der Dynamik und Vielfalt dieses Gewässertyps ebenfalls nicht gerecht.

Einzigste Ausnahme von der oben begründeten Betrachtungsweise sollten vorerst noch die sauren und versauerten Seen bleiben. Die Ausführungen von LEBMANN & NIXDORF (2009) im Bewertungsentwurf für saure Tageauseen legen nahe, dass sich die Trophie-Verhältnisse, insbesondere die Produktivität, nicht wesentlich von pH-neutralen Tageauseen unterscheiden. Das bedeutet, dass durch z.T. ganz andere und spezialisierte Artengemeinschaften dennoch viel Biomasse gebildet werden kann, die zum Stressor Nährstoffbelastung eine Korrelation besitzt. Die Verhältnisse in sauren Seen waren jedoch nicht Gegenstand der aktuellen Auswertungen und es sollte gesondert geprüft werden, ob die Klassifizierung für diese Seen gelten kann. Insbesondere die TP-Verfügbarkeit ist durch den Eisenreichtum beeinflusst, was darüber hinaus zu Schwierigkeiten in der TP-Analytik führt. Die Trophieklassifizierung in sauren Bergbaufolgeseen und versauerten, v.a. kleineren Mittelgebirgsseen und –Talsperren stellt eine eigene Problematik dar und sollte in einem eigenen Projekt behandelt werden.

- Im Fall von Minderbefunden beim Chl a-Index ist zunächst zu prüfen, ob die Sichttiefe den Befund bestätigt. Falls ja, ist die Trophie-Aussage und Klassifikation korrekt. Die weitere Prüfung kann wichtige Aussagen zum Einfluss u.a. von Makrophyten, Verdünnung oder Toxizität ergeben. Das Index-Ergebnis ist in diesen Fällen zu diskutieren, aber nicht grundsätzlich falsch.

- Die Anwendung der Trophieklassifikation kann nicht nur der einfachen Einstufung dienen, sondern auch als Diagnose-Werkzeug verstanden werden. Falls einzelne Indices nachweislich durch "untypische" Einflüsse gestört sind und insbesondere falsche Tatsachen vortäuschen (wie z.B. verkürzte Sichttiefen durch nicht-Algen-bürtige Trübe oder Färbung), können diese begründet aus der Berechnung des Gesamt-Index entfernt werden.

Für die neu angepasste Trophie-Klassifizierung werden die Anwendungsgrenzen wie in Tabelle 41 vorgeschlagen.

Tabelle 41: Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikation für Seen.

Bedingungen in Seen/ besondere Seen	Anwendbarkeit	Begründung, ggf. beeinflusste Kenngröße
saure oder versauerte Seen mit $\text{pH} < 5$	bisher nicht anwendbar	Klassifikationen ist bisher an pH-neutralen Gewässern kalibriert, Verhältnisse können durch Al-Toxizität und Fe-Reichtum gestört sein
humos gefärbte, dystrophe (Braunwasser-) Seen	eingeschränkt anwendbar	Sichttiefe als Kriterium ggf. nicht anwendbar
durch toxische Inhaltsstoffe vergiftete Seen	eingeschränkt anwendbar	gestörte Verhältnisse durch Selektivität oder Hemmung möglich, spezialisierte Biozöosen jedoch mit Konkurrenzvorteil
Kleingewässer < 1 ha	eingeschränkt anwendbar	hohe Beeinflussung des Sees durch Geschehen am Gewässerrand, untergeordnete Bedeutung der Phytoplanktonproduktion für Gesamtstoffhaushalt und Gewässerzustand
häufig oder ständig Sediment-getrübte Seen, z.B. einige polymiktisch Flachseen, durch allochthonen Eintrag getrübte Seen des Berglandes, Baggerseen mit mineralischen Schwebstoffen oder aufgewirbeltem Sediment	eingeschränkt anwendbar	Sichttiefe und TP als Kriterium zeitweilig nicht geeignet oder nur bedingt geeignet
Makrophyten-dominierte Seen	eingeschränkt anwendbar	Chl a- Werte und Sichttiefe können von der Erwartung abweichen, da submerse Makrophyten das Phytoplanktonwachstum durch Konkurrenz und Allelopathie einschränken, die Trophie wird zum Teil in den Makrophyten abgebildet
künstliche Seen mit einem Alter von weniger als 3-10 Jahren	eingeschränkt anwendbar, noch keine Repräsentativität mit Endzustand gegeben	Instabilität des Systems. Stichworte: Zufälligkeit der Erstbesiedlung, sich stark veränderndes Arteninventar
Seen mit Verweilzeiten von weniger als 5-30 Tagen	eingeschränkt anwendbar	hohe Planktonverluste durch Ausschwemmung, Fließgewässer-ähnliche Ökosysteme

4 Europäische Interkalibrierung für die Biokomponente Phytoplankton – Fortführung der Arbeiten im Jahr 2010

4.1 Einleitung

Dr. Ute Mischke, IGB, Berlin, Stand: Januar 2013

Das Phytoplankton ist eine von vier Biokomponenten, die nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie („EU-WRRL“; EUROPEAN UNION 2000) in Seen bewertet werden muss, um den ökologischen Zustand des Gewässers zu ermitteln.

Mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000) ist ein europäischer Vergleich mit den Bewertungsverfahren anderer Mitgliedstaaten innerhalb der gleichen Ökoregion erforderlich. Dieser Prozess wird Interkalibrierung genannt und in regionalen Gruppen von Mitgliedstaaten in den sog. Geographical Intercalibration Groups (GIGs), durchgeführt. Deutschland nimmt an den Gruppen für die Alpenregion (Alp GIG) und für die Region des zentraleuropäischen und baltischen Tieflandes (CB GIG) teil. Es erfolgten Arbeiten unter Anwendung des deutschen PhytoSee-Index in den geografischen Kalibrierungsgruppen getrennt für die Alpenregion und für Zentraleuropa. Der Interkalibrierungsprozess befindet sich in der 2. Phase (2009-2011).

Diese Arbeitsaufgabe ergab sich unmittelbar aus der Fortführung des Interkalibrierungsprozesses, den Arbeitsplänen der GIGs (milestones) und der Arbeitsstände der Technical Reports. Ute Mischke (CB GIG) sowie Ursula Riedmüller und Eberhard Hoehn (Alp GIG) sind von Deutschland benannte Experten für diese Gremien für Phytoplankton in Seen und führen die Anfang 2006 begonnenen Arbeiten fort.

4.2 Arbeiten im CB GIG im Jahr 2010

In der ersten Interkalibrierungsrunde bis 2008 wurden in der Zentral-Europäischen und Baltischen Geografischen Interkalibrierungs-Gruppe, im Folgenden kurz CB GIG genannt, gemeinsame Grenzwerte für den Parameter „Chlorophyll a-Konzentration“ für die Bewertung der Biomasse des Phytoplanktons in Seen zwischen den ökologischen Zustandsklassen sehr gut / gut und gut/mäßig vereinbart (s. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2008). Nach der EU-WRRL (EUROPEAN UNION 2000) müssen neben der Biomasse des Phytoplanktons auch die taxonomische Zusammensetzung und das Auftreten von Algenblüten bewertet werden. Ein Vergleich dieser weiteren Parameter scheiterte in der ersten Interkalibrierungsrunde aufgrund des Fehlens von nationalen Verfahren der meisten Mitgliedstaaten. Deutschland trug zu dieser Verzögerung nicht bei und veröffentlichte sein Verfahren bereits Anfang 2008 auch in einer englischen Fassung (MISCHKE *et al.* 2008).

Mitgliedsstaaten, die an der 2. Interkalibrierungsrunde (2009-2011) mit nationalen Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton für Seen im CB-GIG teilnahmen und sowie deren Länderkürzel sind im Folgenden gelistet:

BE Belgien	DE Deutschland
DK Dänemark	EE Estland
IR Irland	LV Lettland
LT Litauen	NL Niederlande
PL Polen	UK Großbritannien
FR Frankreich	

Details über die einzelnen Bewertungsverfahren finden sich in einer Online-Datenbank (BIRK 2010) unter:

<http://www.wiser.eu/programme-and-results/data-and-guidelines/method-database/>

Einige Mitgliedsstaaten wie FR, DK, PL, UK und NL hatten ihr nationales Verfahren im Zeitraum 2010 und 2011 erst entwickelt oder noch vervollständigt oder verändert.

Die Gewässertypen in der Interkalibrierung von Seen im CB-GIG sind Folgende:

L-CB 1 entspricht den deutschen Seetypen 10.1 und 13, beides sommerlich geschichtete kalkreiche Tieflandseen mit einer mittleren Seetiefe von 3-15m, unter Ausschluss der Seen mit einer extrem kurzen Wasserverweilzeit < 1 Jahr (wie deutscher See-Subtyp 10.2) oder langen Verweilzeit von über 10 Jahre. Andere europäische Länder haben im L-CB 1 –Seetyp auch polymiktische Seen einbezogen.

L-CB 2 entspricht dem deutschen Seetyp 11.2 (Flachseen) für kalkreiche Tieflandseen mit einer mittleren Seetiefe kleiner als 3 m unter Ausschluss der Seen mit einer Wasserverweilzeit < 0,1 Jahr und > 1 Jahr, womit hier Flusseen ausgeschlossen sind.

Tabelle 42: Seetypen der Interkalibrierung im CB-GIG.

Type	Lake characterisation	Altitude (m above sea level)	Mean depth (m)	Alkalinity (meq/l)	Residence time (years)
L-CB1	Lowland, shallow, calcareous	< 200	3 – 15	> 1	1 – 10
L-CB2	Lowland, very shallow, calcareous	< 200	<3	> 1	0.1 – 1
L-CB3	Lowland, shallow, small, siliceous (moderate alkalinity)	< 200	3 – 15	0,2 — 1	1 – 10

Countries sharing types of CB-GIG

Types L-CB1: Belgium, Germany, Denmark, Estonia, France, Ireland, Lithuania, Latvia, Netherlands, Poland, United Kingdom

Types L-CB2: Belgium, Germany, Denmark, Estonia, Ireland, Lithuania, Latvia, Netherlands, Poland, United Kingdom

Types L-CB3: Belgium, Denmark, Estonia, France, Latvia, Poland

Die in Deutschland für das Tiefland zusätzlich definierten Seetypen für Flusseen (Typ 12) und für tiefere polymiktische Seen mit einer mittleren Seetiefe größer als oder gleich 3 m ohne sommerliche thermische Schichtung (Seetyp 11.1 und Typ 14) werden nach dem deutschen Expertenverständnis durch die Interkalibrierungstypen L-CB 1 und L-CB 2 nicht abgedeckt. Demnach müssen deren Schwellenwerte für die biologischen Parameter, z.B. der Chlorophyll a-Konzentration im Mittel des Zeitraums April-Oktober nicht mit den im IC-Prozess der ersten Interkalibrierungsrunde vereinbarten Konzentrationen übereinstimmen.

Die Tabelle 43 gibt die vereinbarten Grenzwerte der ersten Interkalibrierungsrunde wider.

Tabelle 43: Chlorophyll a-Grenzwerte der ersten Interkalibrierungsrunde.

Type	Chlorophyll a –Konzentrationen (µg/l)	
	sehr gut / gut – Grenze	gut / mäßig - Grenze
L-CB1	4,6 – 7,0	8,0 – 12,0
L-CB2	9,9 – 11,7	21,0 – 25,0

4.2.1 Übersicht über Ziel und Strategie der Arbeiten in der Central Baltic GIG

Die Arbeiten zur Interkalibrierung der nationalen Verfahren scheiterten im Jahr 2010 daran, dass die nationalen Verfahren und die Verfahrensbeschreibungen von mehreren Mitgliedstaaten nicht fertiggestellt wurden. Außerdem verwenden die Mitgliedstaaten im CB-GIG konzeptionell unterschiedliche biologische Kenngrößen (metrics) und erheben die Daten zur taxonomischen Zusammensetzung in unterschiedlicher Art (Diversität-Ableitung aus Protokollen mit festen Zähllisten und Größenklassen (Estland); Bestimmung auf Gattungs- oder Artniveau; Zellzahlbestimmung ohne Biovolumenumrechnung (Niederlande)). Es musste getestet werden, ob diese Unterschiede eine direkte Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse verhindern, und ob eine Anwendung der nationalen Verfahren auf Datensätze der anderen Mitgliedstaaten möglich ist.

Die Arbeiten für die Interkalibrierung bestanden demnach darin, die große gemeinsame CB-GIG Datenbank mit weiteren harmonisierten Daten aufzufüllen, die Vergleichbarkeit der bereits vorhandenen nationalen Bewertungsmethoden zu prüfen, und eine Strategie für den Interkalibrierungsprozess zu entwickeln.

Diese Strategie für den Interkalibrierungsprozess des CB-GIG musste in Übereinstimmung mit der neuen, im Jahr 2010 in Entwicklung befindlichen Richtlinie sein, die für die gemeinsame Umsetzung des Interkalibrierungsprozesses für den Zeitraum 2008-2011 entwickelt wurde, aber in einer abgestimmten Fassung erst Anfang 2011 veröffentlicht wurde (EU COMMISSION 2011 – IC Guidance).

Um die Interkalibrierung der nationalen Phytoplanktonverfahren durchzuführen, wurde angestrebt gemäß der Option 2, die im IC Guidance entwickelt wurde, eine gemeinsame Bewertungsgröße ("common metric") für die taxonomische Zusammensetzung zu entwickeln, mit der die nationalen Verfahren miteinander verglichen werden sollten. Ein solcher "common metric" stand zunächst nicht zur Verfügung. Für diesen Zweck entstand im EU-WISER Projekt (2009-2012) ein national unabhängiger Index (PTI) basierend auf der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons. Es wurden auf Basis einer europäischen Datenbank von über 1.700 Seen **Gattungen des Phytoplanktons** entlang des Gesamtphosphorgradienten eingestuft (PHILLIPS *et al.* 2010), wobei die gesamte CB GIG-Datenbank in die Ermittlung der TP-Optima mit einging. Da der common metric PTI erst Mitte 2010 im ersten Entwurf zur Verfügung stand, konnte er erst zu einem späteren Zeitraum als geplant für die Interkalibrierung genutzt werden. Deshalb wurde im CB GIG zuvor beschlossen, auch einen sogenannten pseudo-common metric zu entwickeln (Option 3b), der eine Art normierter Mittelwert aller Bewertungseinstufungen aller Mitgliedstaaten des GIGs ist. Zeitgleich wurden im Jahr 2010 von einigen Mitgliedstaaten des CB GIG erst die nationalen Bewertungskenngrößen für taxonomische Zusammensetzung entwickelt.

4.2.2 CB GIG Sitzungen und Beschlüsse

Die CB Lake GIG „Phytoplankton“ führte im Jahr 2010 zwei Sitzungen durch:

Rotterdam (NL): 26. März 2010

Norwich (UK): 25. – 26. Oktober 2010

Gemeinsam mit Geoff Phillips (UK) leitete Ute Mischke (DE) das CB-GIG im Jahr 2010 und hat an der Vor- und Nachbereitung sowie an den o.g. Sitzungen teilgenommen.

4.2.3 Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Rotterdam am 26. März 2010

- Sichtung der verfügbaren nationalen Verfahren und Diskussion um die Prüfung der Vergleichbarkeit der Verfahren unter Einbeziehung der Methoden-Zusammenstellung im EU-WISER-Projekt (BIRK 2010).
- Anfrage von nationalen Bewertungsergebnissen für einen gemeinsamen Datensatz von Seen und Prüfung der Anwendbarkeit von nationalen Verfahren auf Daten anderer Staaten.
- Vorstellung und Diskussion um die Anwendung eines normalisierten "pseudo common metric" vorgestellt durch Willby und Birk
- Vorbereitung und Abstimmung für den Milestone 2 report für die ECOSTAT Sitzung vom 8-9 April 2010

Beschlüsse: Die Datenbasis sollte von jedem Mitgliedstaat (MS) nochmal geprüft und ggf. ergänzt werden, bevor die Vergleichstests durchgeführt werden. Jeder MS sollte sein nationales Verfahren auf möglichst viele Testdaten anwenden und die nationalen Bewertungsergebnisse an die GIG-Leitung senden. Litauen hatte keinen aktiven GIG-Vertreter, so dass die GIG-Leitung versuchte, die Bewertung nach der litauischen Verfahrensbeschreibung vorzunehmen. Es wurde auch beschlossen, dass Verfahren, die bis Ende Juni 2010 nicht verfügbar sind, nicht mehr im IC-Prozess aufgenommen werden.

4.2.4 Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Norwich vom 25. – 26. Oktober 2010

A) Optionen für die Durchführung der Interkalibration

a. Es wurde vereinbart, dass die Auswertungen sowohl nach Option 2 mit dem WISER common metric durchgeführt werden sollen, als auch nach Option 3a durch Anwendung eines „pseudo common metric“. Die Interkalibrierung der taxonomischen Kenngrößen des Phytoplanktons im CB-GIG nach

i. Option 2 hatte den Vorteil, dass die nationalen Verfahren nur auf die Datensätze des eigenen Landes angewendet wurden, aber den Nachteil, dass teils nur wenige Seen zur Verfügung standen und

ii. Option 3a hatte den Vorteil eines größeren Datensatzes, aber den Nachteil, dass die Verfahren einiger Mitgliedstaaten nicht auf die Daten der anderen Länder angewendet werden konnten.

B) Vorstellung der Ergebnisse der ersten Vergleichstests von IE, DE, EE, FR & UK metrics nach Option 3a (pseudo-common metric) und nach Option 2 mit dem WISER PTI metric

LCB-1: Die Vergleichsergebnisse zeigten eine annehmbare Vergleichbarkeit.

LCB-2: Die Vergleichsergebnisse zeigten eine deutlich geringere Vergleichbarkeit.

LCB-3: Vergleiche wurden wegen zu wenigen Daten und zu wenig Zeit nicht angestellt.

Mitgliedstaaten mit der größten Abweichung zum common metric wurden aufgefordert, ihre Bewertung zu überarbeiten. Dafür wurden Veränderungsvorschläge von der GIG-Leitung gemacht.

Nach den zufrieden stellenden Ergebnissen für Estland (EE) wurde die Schwierigkeit diskutiert, dass dieses nationale Verfahren nicht oder kaum auf Datensätze anderer Mitgliedstaaten anwendbar ist, da die Kenngröße Evenness stark abhängig von der verwendeten Zählliste für die Taxa abhängig ist. So werden in Estland einige Taxa in Größenklassen gezählt und gehen als eigene Taxa in den Index ein. In der CB GIG Datenbank sind diese Größenklassen aber pro Art zusammengefasst, was zu unterschiedlicher Evenness führt. Andererseits wurde das deutsche Verfahren teils auf Seen angewendet, die nicht zum entsprechenden deutschen Seetyp passen. Diese Seen sollten nachträglich aus dem Vergleichstest herausgenommen werden.

C) Die Überprüfung der gemeldeten Referenzseen ergab, dass die Chlorophyll a- Messwerte von einigen Seen die vereinbarten Schwellenwerte (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2008) des Seetyps für den sehr guten Zustand überschritten, und nachträglich ausgeschlossen werden sollten.

Tabelle 44: Übersicht der im April 2010 verfügbaren nationalen Bewertungsverfahren zum Phytoplankton in Seen im CB GIG.

Country	Method	Status	WISER	Metric for option 3 IC?	feasibility	Why not feasible for IC?	check on typology
			questionnaire				L CB1
		1 - finalized agreed national method	1- Completed				
		2- method under development	2- Completed partially				
			3- Not submitted				
BE	<i>Flemish phytoplankton assessment method for lakes</i> 1) Chlorophyll a 2) % cyanobacteria	1	1	yes yes	yes yes		
BE	<i>Assessment of phytoplankton in reservoirs (HPLC) Belgium (Wallonia)</i> 1) % of pigments and chlorophyll a	2	1	no	no	type & method concept	
DE	<i>German Phyto - Lake - Index</i> 1a) Chlorophyll a mean and max 1b) total biomass 2) Algal class metric 3) PTSI (indicator taxa system)	1	1	yes yes yes yes	yes yes yes yes		
DK	<i>Assessment system for lakes using Chlorophyll - a</i> 1) Chlorophyll a	1	1	yes	yes		
EE	<i>Assessment of status of lakes on the basis of phytoplankton</i> 1) Chlorophyll a 2) PP compound quotient (PCQ) 3) PP community description (PCD) 4) Pielou index of evenness (J')	1	1	yes yes yes yes	yes yes yes only with LV	metric 4 concept	
FR	<i>Lake phytoplankton index</i> 1) Chlorophyll a 2) taxonomic composition	2	2	not available yet not available yet	yes		
LT	<i>Lithuanian assessment method of lakes</i> 1) Chlorophyll a 2) % Bacillariophyta plus Chrysophyta 3) % Cyanobacteria	1	1 (corrected)	yes yes yes			
LV	<i>Latvian assessment method of lakes</i> adopted from Estonia for all four metrics see EE	1	1	yes yes	only with LV	metric 4 concept	
IE	<i>Chlorophyll - a metric - Phytoplankton Biomass</i> 1) Chlorophyll a <i>Irish Phytoplankton composition and abundance Index</i> 2) Score of 9 taxa	1 2	1 1	yes not available yet			
NL	<i>WFD - metrics for natural watertypes</i> 1) Chlorophyll a 2) multimetric species composition	1	1	yes yes			
PL	<i>Phytoplankton Metric for Polish Lakes (PMPL)</i> 1) Biomass of phytoplankton 2) concentration of chlorophyll a 3) biomass and relative biomass of Cyanoprokaryota	1	1 (corrected)	yes yes yes			
UK	<i>Lake Phytoplankton - Chlorophyll - a and Percentage nuisance cyanobacteria</i> 1) Chlorophyll a 2) % cyanobacteria ***** 1) Chlorophyll a 2) Taxonomic Composition 3) Bloom Frequency	1 2, ready summer 2010	1	yes yes, unless replaced yes not available yet	only with whole QE	used as worst of Chl or % cyanobacteria	

4.3 Arbeiten im Alpinen GIG im Jahr 2010

Eberhard Hoehn und Ursula Riedmüller, LBH Freiburg

Tätigkeiten

Die Alpin Lake GIG „TG Phytoplankton“ führte im Jahr 2010 ein Meeting durch:

- ARPA della Lombardia, Milano (Italien), 24.-25.08.2010.

Ein wichtiges Thema wurde die Frage der Benchmark-Standardisierung und Vergleich der Grenzssetzungen nach WILLBY & BIRK (2010a,b). Hierzu wurden vorab orientierende Berechnungen mit der von WILLBY & BIRK gelieferten Excel-Vorlage durchgeführt. Diese wurden auf speziellen workshops beim JRC in Ispra erörtert, an denen der Obmann G. Wolfram teilnahm: 26.-27.08.2010 und 3.-5.11.2010, workshops „Comparability Criteria“.

Die Alpin Lake GIG „TG Phytoplankton“ plante im Jahr 2011 noch ein Meeting in Slowenien zu veranstalten.

Erreichte Ziele und Ergebnisse

Das von Frankreich entwickelte Verfahren (IPLAC) war bis zum Meeting in Milano noch nicht anwendbar und lag der GIG in endgültiger Form nicht vor. Bis zu diesem Zeitpunkt konnte mit den französischen Datensätzen nicht gearbeitet werden.

Außer für das französische Verfahren konnte die vorgesehene Prüfung auf Übereinstimmung von nationalen Methoden mit den Anforderungen der EU-WRRL durchgeführt und für anwendbar befunden werden.

Gesamt-Datenbank für die alpine Interkalibrierung

In der Interkalibrierungsphase 1 beinhaltete die MS-Access basierte Datenbank mehr als 700 Jahrgänge 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 Jahrgängen und nicht in allen Mitgliedstaaten vor.

Tabelle 45: Seetypen, Seen und Jahrgänge in der Datenbank des alpin GIG (min. 4 Termine/a).

Seetyp	Mitgliedsstaat	Anzahl Jahrgänge		
		Gesamt-Biovolumen	Chlorophyll-a	Gesamt-P
L-AL3	AT	240	65	196
	FR	24	24	24
	GE	148	121	136
	IT	42	39	42
	SI	26	24	24
L-AL4	AT	160	12	158
	FR	4	4	4
	GE	75	62	64
	IT	44	40	44

Die Datenbank beinhaltet im Einzelnen die in Tabelle 45 aufgeführten Seetypen, Seen und Jahresgänge der Kalibrationsparameter aus den beteiligten Alpenstaaten:

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) und PHILIPPS *et al.* 2010).

Referenzseen

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

Gesamtbiovolumen:

L-AL3: 71 Jahresgänge aus 24 Wasserkörpern

L-AL4: 59 Jahresgänge aus 14 Wasserkörpern

Chlorophyll-a:

L-AL3: 29 Jahresgänge aus 15 Wasserkörpern

L-AL4: 29 Jahresgänge aus 13 Wasserkörpern

Aktueller Zeitplan für die Interkalibrierungsphase 2 im Alpinen GIG

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

Herbst 2010	Schließung der Gesamtdatenbank und Plausibilisierung der Daten und Entwicklung der "pseudo-common metrics"
Dez 2010 – Febr 2011	Entwicklung der Referenzbedingungen und Klassengrenzen
Mär 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 (bis auf Frankreich bearbeitet).

- Alle nationalen Methoden sollen fertig gestellt sein (Herbst 2010).
- GIG Datenbank wird geschlossen pseudo-common Metrics sind entwickelt (Herbst 2010).
- Erste vorläufige Ergebnisse nach Option 3 (Ende 2010).
- Berechnung von möglichen Abweichungen zwischen den Ergebnissen aus nationalen Verfahren und Verbesserung der Vergleichbarkeit (Februar 2011).

- Beschreibung der Referenzbedingungen und Festlegung der Klassengrenzen, Anpassung der Klassengrenzen unter Vergleich mit Option 3 (März 2011).

M3 (Anfang 2011)

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

M4 (März/April 2011)

- Abschluss der Harmonisierung der Klassengrenzen.
- Vorschlag für ein Gesamtergebnis der Interkalibrierung.
- Meeting in Lubjana / Slowenien.

M5 (Mai 2011) – Abschlussberichte - Endergebnis der Interkalibrierung.

5 Die Bewertung unterstützende allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

5.1 Einführung

Nach der im Rahmen der nationalen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) ausgegebenen Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) sollen zur Ermittlung des ökologischen Zustands/Potenzials neben den Einstufungs-relevanten biologischen und chemischen Qualitätskomponenten (QK) die unterstützenden "hydromorphologischen" und "allgemeinen physikalisch-chemischen" QK herangezogen werden. Als chemisch-physikalische QK werden in der OGewV (2011) die Sichttiefe, die Temperaturverhältnisse, der Salzgehalt, der Versauerungszustand sowie die Nährstoffverhältnisse genannt.

Für diese sollen die sog. Hintergrund- und Orientierungswerte (im Folgenden als H&O-Werte abgekürzt) erarbeitet werden, welche als Klassengrenzen vom "sehr guten" zum "guten" (H/G-Grenze) und vom "guten" zum "mäßigen" Zustand (G/M-Grenze) gelten sollen.

Für Seen liegt für den Nährstoff Gesamtphosphor im Freiwasser ein Entwurf von RIEDMÜLLER *et al.* (2010) sowie ein weiterer vom Januar 2012 vor, dessen Entwicklung durch den LAWA Expertenkreis Seen unterstützt wurde. Diese sind anhand der Phytoplanktonbewertung auf Basis der trophisch orientierten großen Seendatenbank (Phytoplankton) und mit Hilfe der Trophieklassifizierung (s. Kap. 3) abgeleitet worden. Im vorliegenden Projekt stehen diese nach den Verfahrensüberarbeitungen im Tiefland-Modul auf dem Prüfstand. Des Weiteren soll ein Entwurf für den Parameter Sichttiefe erfolgen. In naher Zukunft ist beabsichtigt, die Parameterliste um Stickstoff-Kenngrößen zu erweitern. Hierzu sind Ergänzungen in der Datenbank notwendig.

Die H&O-Werte werden in einem separaten und eigenständigen Berichtsteil, s. Anhang, veröffentlicht. Im hier vorliegenden Arbeitsbericht soll die Herleitung der Grenzwerte und -bereiche in Kurzform in Übersichten oder Abbildungen plausibilisiert und erläutert werden.

Als Basis liegen die Phytoplankton-Seetypen zugrunde. Für diese Seegruppen, welche nach MISCHKE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) unterschiedliche Lagen der Referenztrophiie aufweisen, werden die H&O-Werte differenziert ermittelt.

Die Werte gelten für das Freiwasser von Seen und besitzen gemäß Herleitung einen engen Bezug zum Trophiestatus und zu den Bewertungsmaßstäben hinsichtlich der biologischen QK Phytoplankton. Die Einhaltung der TP-Orientierungswerte kann auf die biologischen QK Fische, Makrophyten & Phytobenthos-Diatomeen und Makrozoobenthos eine positive Wirkung ausüben, muss jedoch nicht den "guten" Zustand für diese Biokomponenten herbeiführen, da die entsprechenden Bewertungsverfahren z.T. auf andere ökologisch wirksame Stressoren kalibriert sind.

Auf "Grenzwerte" wurde bewusst verzichtet und stattdessen wurden Grenzbereiche abgeleitet, da dieser Ansatz den beobachteten Auslenkungen in den Seen der Seetypgruppen besser gerecht wird. Auch werden z.B. die TP-Konzentrationen nicht mit Dezimalstellen und teilweise nur auf 5 µg/L genau angegeben. Hier wird u.a. dem Umstand Rechnung getragen, dass die Phosphor-Analytik in vielen Fällen keine höhere Mess-Genauigkeit aufweist.

Die Grenzen der Übergangsbereiche sind mit Bezug zum Kalibrationsdatensatz folgendermaßen zu verstehen:

→ Obere Grenze: mindestens 50% der Seen/Seenjahre, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

→ Untere Grenze: mindestens 75% der Seen/Seenjahre, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

Die Sichttiefen-Werte sind analog dazu zu verstehen, da diese jedoch mit zunehmender Belastung sinken, sind obere und untere Grenze in Bezug zu den Sichttiefenwerten in ihrer Bedeutung vertauscht. Die Begriffe Ober- und Untergrenze sind jedoch an die Skala der Zustandklassen gekoppelt.

pelt, d.h. die Obergrenze des Übergangsbereiches hat einen geringen Sichttiefenwert als die Untergrenze.

Eine reine mathematisch durchgeführte Ableitung der H&O-Werte (u.a. Quantil-Berechnung, Regressionen, Mittelwert-Analysen) scheiterte bei vielen Seetypen an geringen Stichprobengrößen und/oder den großen Schwankungen der Eingangsgrößen, welche einerseits auf die natürliche Variabilität der biologischen Reaktion und andererseits insbesondere beim Gesamtphosphor auf Ungenauigkeiten oder Unterschiede in der Mess-Analytik zurückgehen.

Bei Betrachtungen zum Gesamtphosphor und seiner Korrelation zum PhytoSee-Index wurde immer wieder deutlich, dass die Steuergröße TP oberhalb 40-50 µg/L zunehmend an Vorhersagekraft für die zu erwartende Phytoplanktonbiomasse verliert und andere limitierende Faktoren dazu führen, dass die Biovolumina klein bleiben und die PSI-Werte teilweise unerwartet gute Zustände anzeigen (s. Streudiagramme z.B. von Typ 12 oder 13, s. auch DOLMAN & WIEDNER 2013). Z.B. sind für die Flusseen sowie schnell durchflossene Talsperren im Mittelgebirge derartige Minderbefunde zu erwarten, da in diesen die PP-Biomasse u.a. durch die Wasserverweilzeit und Verdünnungsprozesse verringert sein kann.

Es wurde deshalb ein Konzept-gestütztes, kombiniertes Verfahren verwendet, welches darüber hinaus eine Berücksichtigung von Expertenwissen, Grenzwerten und Referenzvorstellungen von Bearbeitungen im In- und Ausland zuließ.

Die vorliegenden H&O-Werte gelten gemäß ihrer Herleitung für natürliche Seen, deren Sondertypen sowie für künstliche und erheblich veränderte Seen in Deutschland.

5.2 Überprüfung der bisherigen H&O- Gesamtphosphorwerte sowie Korrekturbedarf

Als Datengrundlage stand der aktuelle, vereinigte Datensatz deutscher Seen zur Verfügung (s. Kap. 2.1 und 2.2), in dem natürliche und KEV-Seen enthalten sind. Für jeden Seetyp wurden die jeweiligen Kalibrationsdatensätze verwendet mit besonderem Augenmerk auf plausibler TP-Analytik.

Als bisheriger Stand der H&O-Werte wird der für die RaKon, Arbeitspapier II (Rahmenkonzeption WRRL, Hrsg. LAWA-AO) gelieferte Entwurf vom Januar 2012 verstanden, der bisher noch nicht veröffentlicht wurde, jedoch als Entwurf zu Verfügung stand.

In den folgenden Kapiteln werden für jeden Seetyp oder jede Typgruppe auf jeweils einer Seite die Ergebnisse der Grenzwert-Ermittlung auf Basis verschiedener Methoden dargestellt. Zugunsten der Übersichtlichkeit werden die Abbildungsunterschriften weggelassen, in den Abbildungen sind jedoch die zum Verständnis wichtigen Informationen enthalten. Die aus den Abbildungen ableitbaren Anhaltspunkte zur Grenzwertfindung sind in den zusammenfassenden Tabellen am Seitenende aufgeführt. Diese enthalten noch weitere mit anderen Methoden ermittelten Indizien für die H/G- und die G/M-Grenzen.

Folgende Methoden wurden angewandt:

1. Die Variabilität der Verhältnisse in den Seen wird in den **Streudiagrammen** (z.B. Kap. 5.2.2, oben) deutlich. Für jeden Seetyp oder Typgruppe werden jeweils zwei Abbildungen gezeigt: eine für den Übergang H/G (jeweils links oben) und eine für den Übergang G/M (jeweils rechts oben). In den meisten Abbildungen sind die "Kernzonen" für die zu definierenden Übergangsbereiche auszumachen. Diese werden in der zusammenfassenden Tabelle (für jeden Seetyp jeweils unten) mit Ober- und Untergrenze der TP-Konzentrationen eingetragen.

2. Des Weiteren wurden für TP-Klassen **Box-Whisker-Plots** von Bewertungsergebnissen (ÖQ) angefertigt, anhand derer im Datensatz die Zielerreichung z.B. des "guten" Zustand bei Einhaltung

einer bestimmten TP-Konzentration (im Saisonmittel) geprüft werden kann. Die Grenzbereiche für die AVA- und MG-Seetypen wurden mit den Bewertungsgrößen ÖQ Biomasse-Index (s. Kap. 2.3) und PSI (PhytoSee-Index Phytoplankton) geprüft. Für die TL-Seetypen wurde der Biomasse-Metric des PhytoSee-Verfahrens und der PSI für die Tests verwendet. Bei der Interpretation der Box-Plots sollte berücksichtigt werden, dass die TP-Klassen nach unten offen sind, d.h. eine Betrachtung z.B. der Seengruppe 10.1 in der TP-Klasse kleiner 35 µg/L umfasst auch die "sehr guten" Seen, welche die Verteilung stark beeinflussen können. Da mit diesem Boxplot kleiner 35 µg/L insbesondere die G/M-Grenze begründet werden soll, kann sich ein hoher Anteil von "sehr guten" Seen z.B. bei strenger Einhaltung des 75Perzentil-Kriteriums (s. oben) störend auf die Grenzwert-Findung auswirken, wie z.B. bei Seetyp13 (s. Kap. 5.2.5). Diese Auswertungs- und Darstellungsform soll dennoch mitgeführt werden, da die G/M-Grenzen des TP für alle weniger belasteten Seen der entsprechenden TP-Klasse dennoch zutreffen sollen.

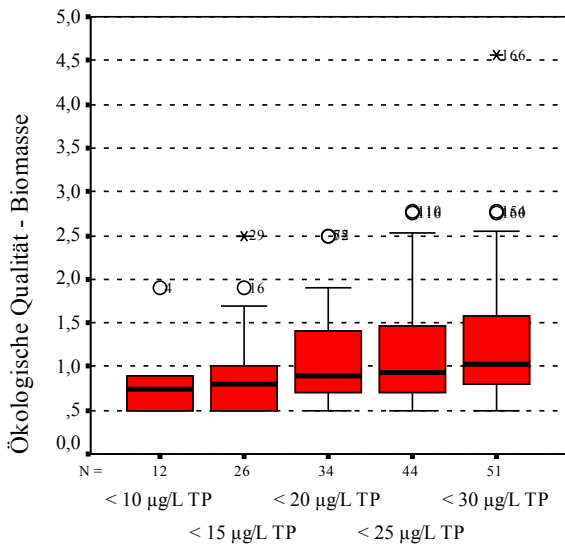
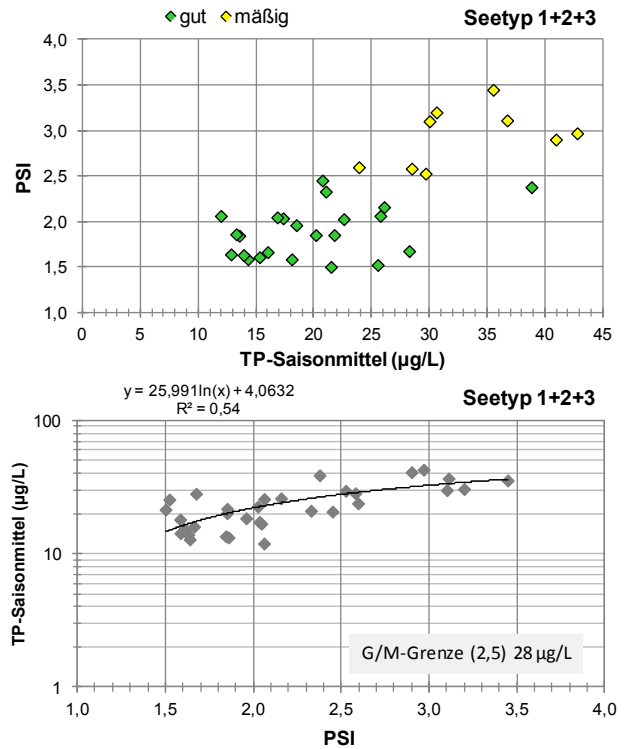
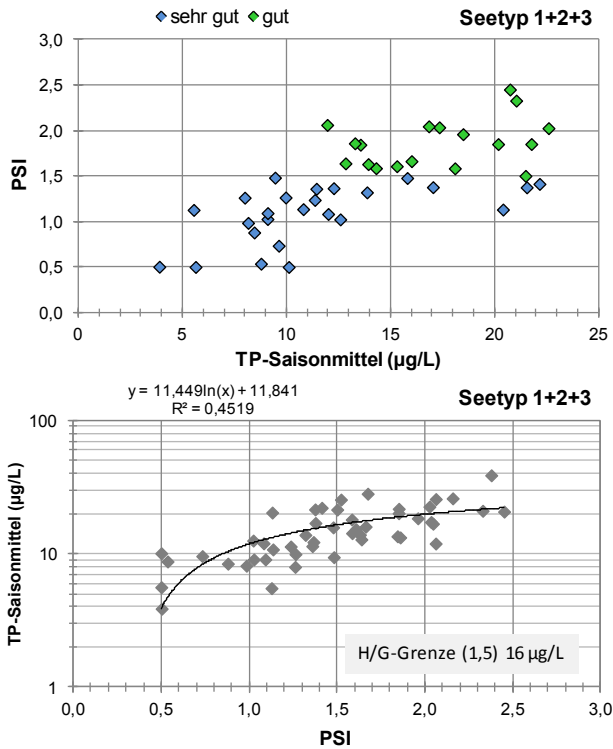
3. Für die Seenjahre mit **ÖZK "sehr gut" (H-Seen)** und **"gut" (G-Seen)** werden für jeden Seetyp das **75-** und **95Perzentil** des TP-Saisonmittels berechnet und in der Tabelle aufgeführt.

4. Gemäß der Trophie-Indices der ÖZK-Grenzen (s. Kap. 2.4) können aus der überarbeiteten **Trophie-Klassifizierung** die **zugehörigen TP-Saisonmittelwerte** angegeben werden. Die entsprechenden Werte wurden den Index-Zuordnungstabellen (Tabelle 77 bis **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) entnommen. Wenn ein Seetyp in zwei Seegruppen der Trophieklassifizierung vertreten ist, sind auch zwei Werte angegeben. Z.B. treten in den geschichteten MG-Typen 5, 7, 8 und 9 sowohl natürliche Seen als auch Talsperren auf, deren Trophieklassifizierung etwas unterschiedlich verläuft (s. Tabelle 30).

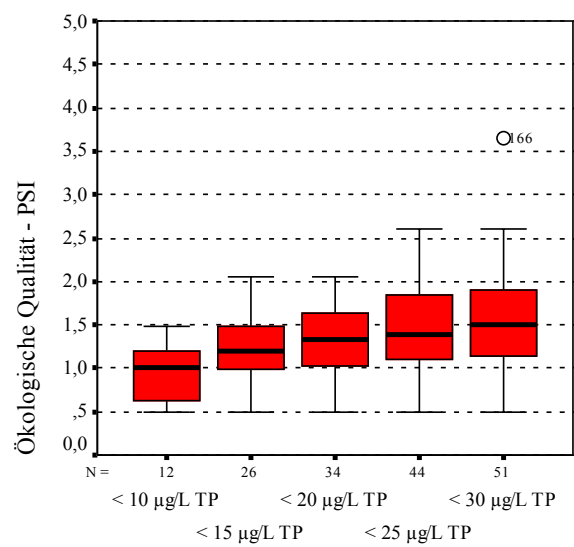
5. Des Weiteren wurden **Regressionsanalysen** zur Ermittlung von H/G- und G/M-Grenzwerten herangezogen. Hierzu wurde folgende Datenselektion durchgeführt: Für die Ableitung der H/G-Grenze wurden nur die nach PSI "sehr guten" und "guten" Seen geplottet, für die G/M-Grenze analog nur die "guten" und "mäßigen" Seen. Die Datenauswahl ist durch die Beeinflussung der Regressionsergebnisse durch Ausreißer und die starke Streuung in den trophischen Randbereichen gut begründet.

In den "Auswertetabellen" (Tabelle 46 bis Tabelle 59) sind alle gewonnenen Anhaltspunkte oder Werte sowie die bisher veröffentlichten Grenzbereiche (RaKon der LAWA-AO, Januar 12) eingetragen. Aus allen Indizien wird ein Ergebnis für die Grenzbereiche abgeleitet.

5.2.1 Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen



Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

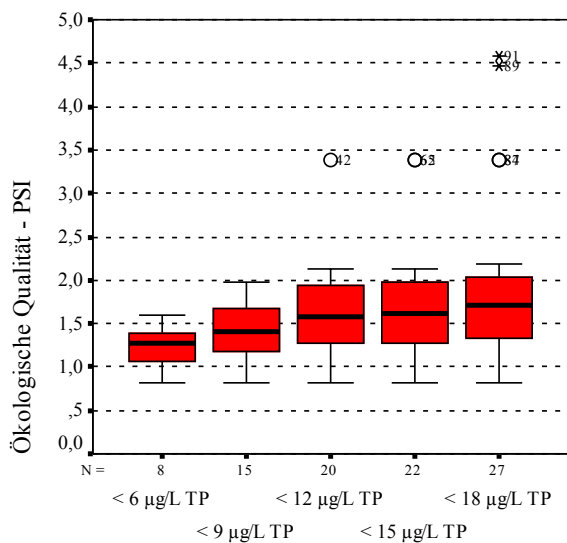
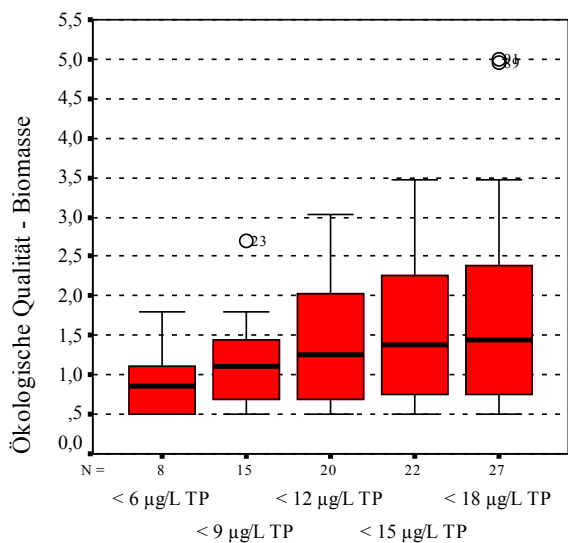
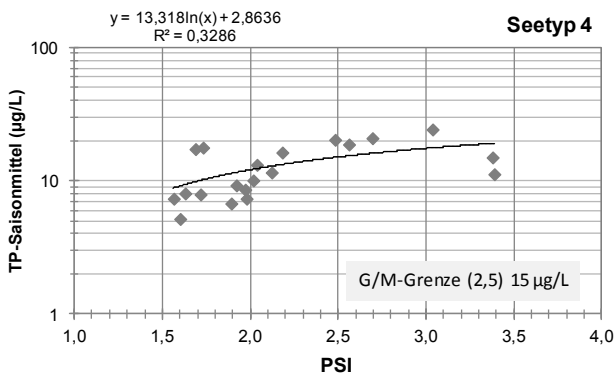
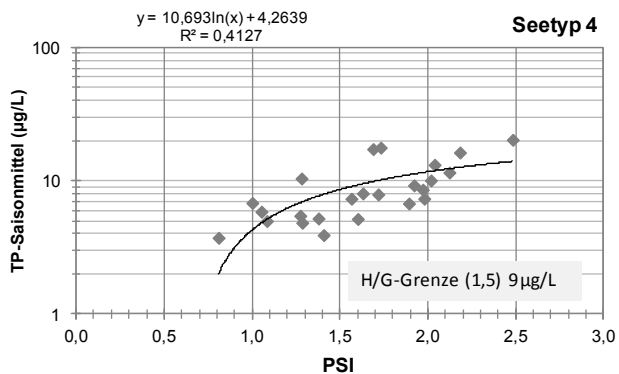
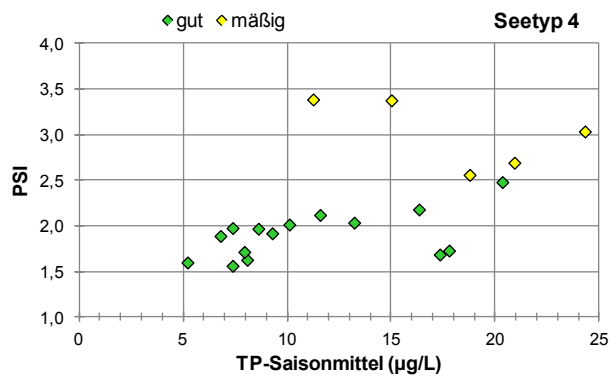
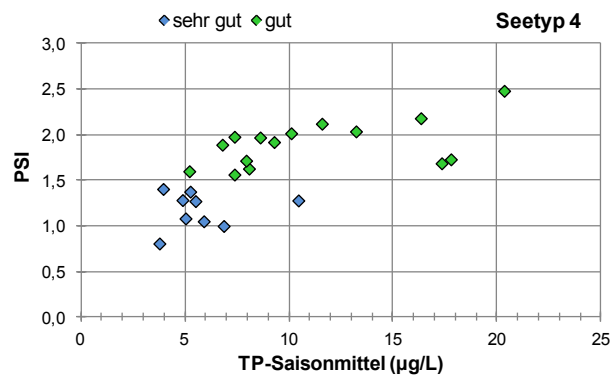


Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

Tabelle 46: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 1+2+3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	17	15/20	13/21	14/15	16	28	30	23/27	24/26	28
Untere Grenze	12	10				24	25			
	bisher:	10-15		(neu: 10-16)		bisher:	20-26		(neu: 23-28)	

5.2.2 Geschichtete Alpengseen



Phytoplankton-Seetyp 4

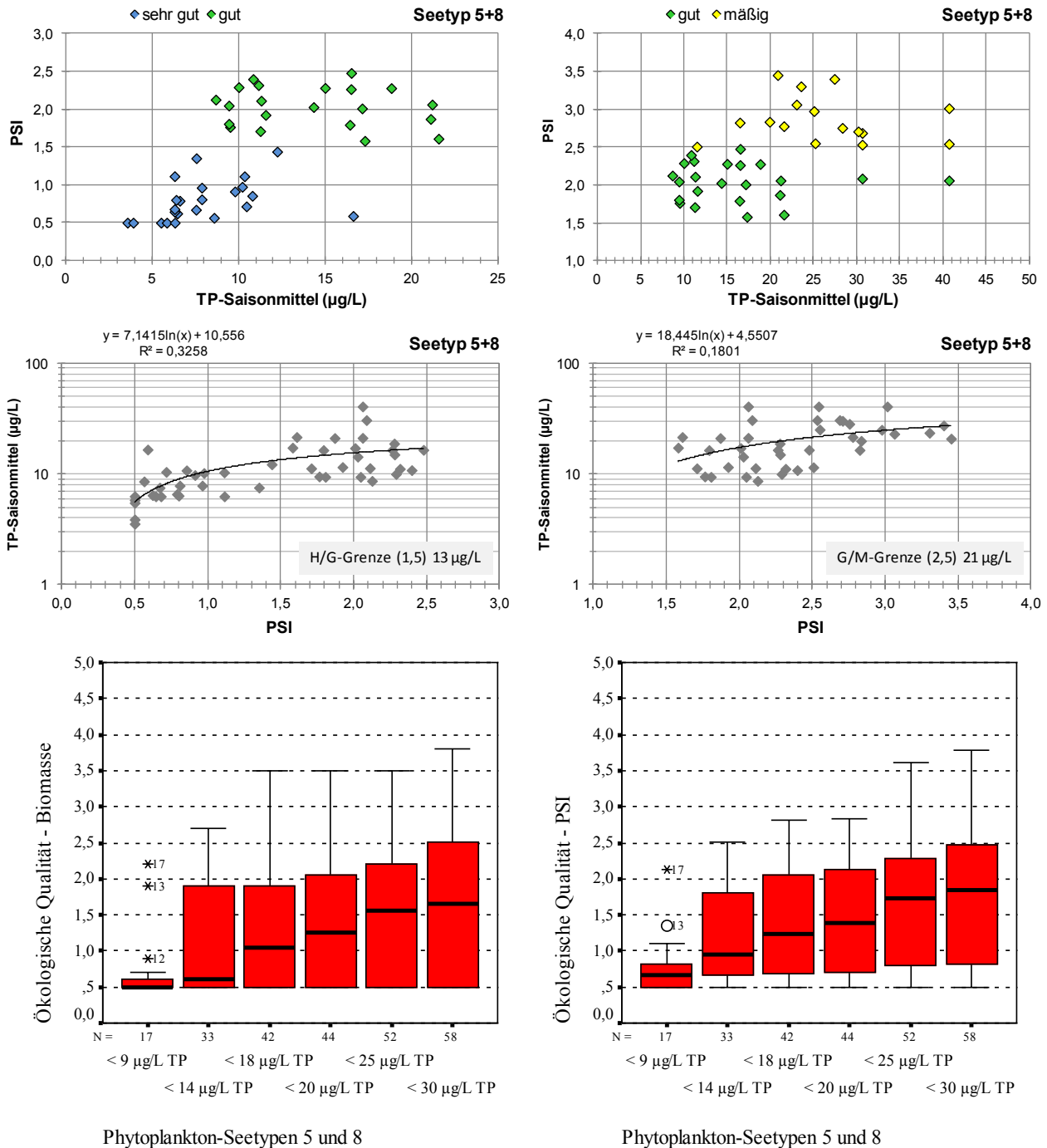
Phytoplankton-Seetyp 4

Tabelle 47: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 4	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,25)	Wert aus ln-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re-gression
Obere Grenze	11	9	6/--	8	9	18	--	16/19	14	15
Untere Grenze	5	6				11	12			
	bisher:	6-8	(neu: 6-9)			bisher:	9-12	(neu: 10-15)		

5.2.3 Geschichtete Mittelgebirgsseen

Seetyp 5+8 – geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



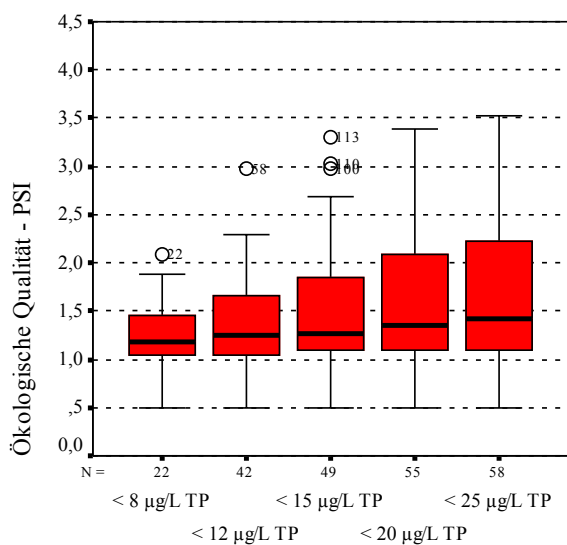
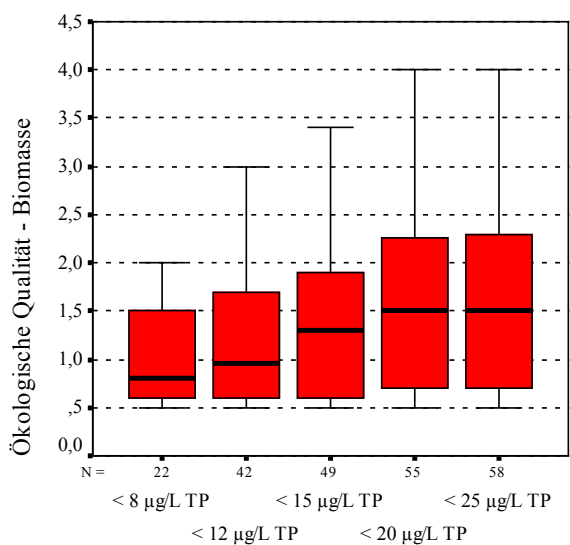
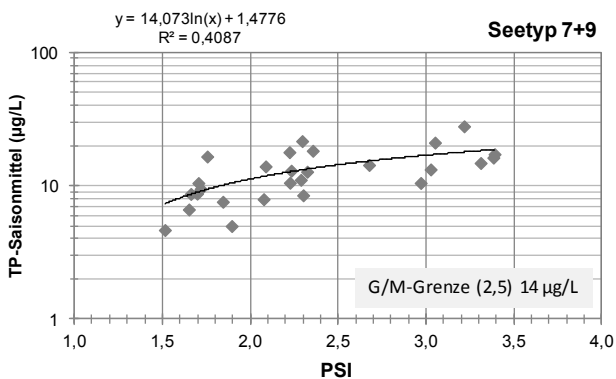
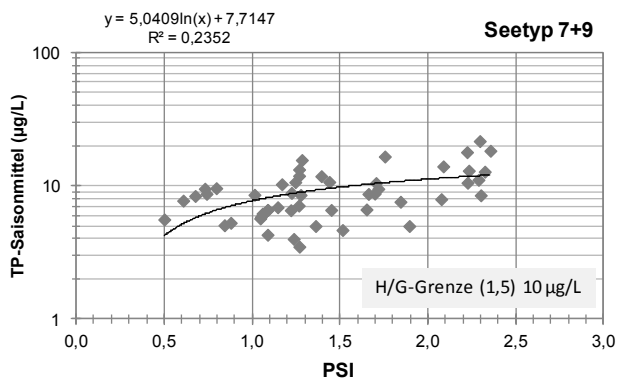
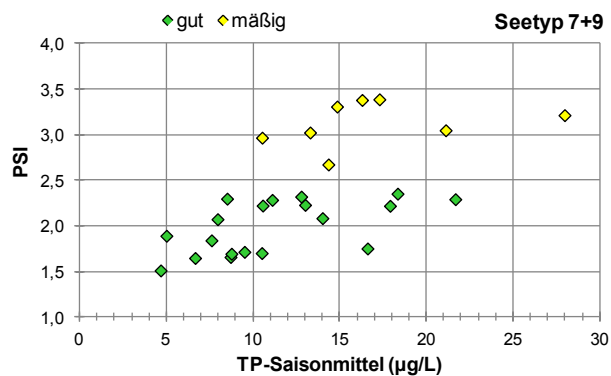
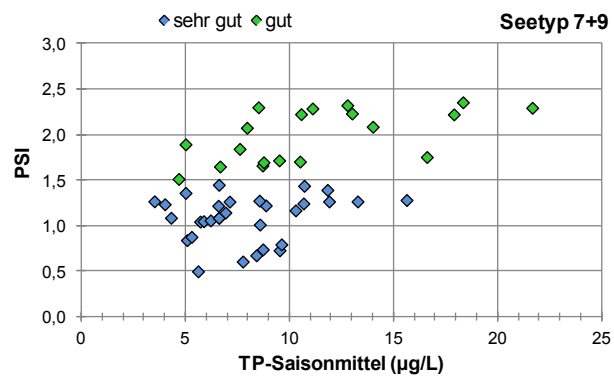
Phytoplankton-Seetypen 5 und 8

Phytoplankton-Seetypen 5 und 8

Tabelle 48: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 5+8	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	12	(14)	10/12	12/14	13	22	25/30	19/27	20/24	21
Untere Grenze	8	9				16	20			
	bisher:	9-14		keine Änderung		bisher:	18-25		keine Änderung	

Seetyp 7+9- geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

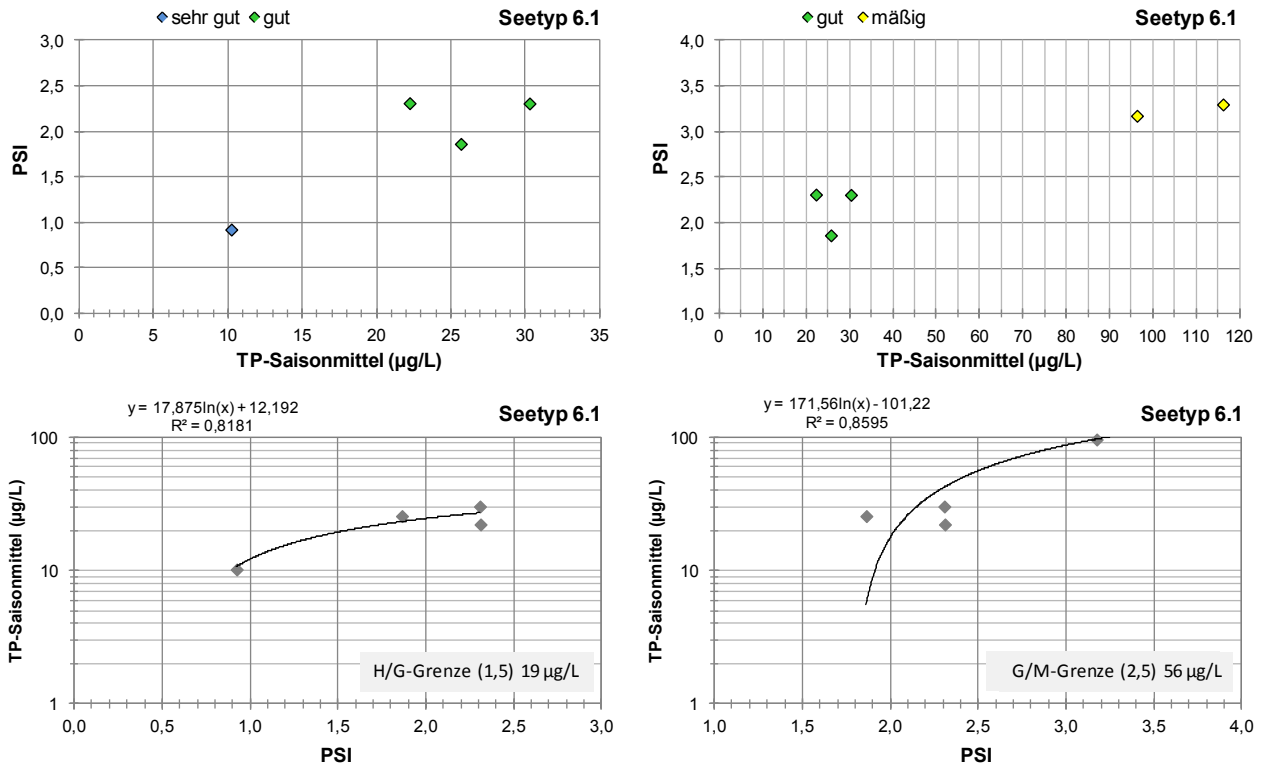
Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

Tabelle 49: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 7+9	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,5)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,0)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	13	12	10/12	10/11	10	18		14/18	16/18	14
Untere Grenze	5	8				11				
	bisher:	8-12	keine Änderung			bisher:	14-20	keine Änderung		

5.2.4 Polymiktische Mittelgebirgsseen

Seetyp 6.1 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet

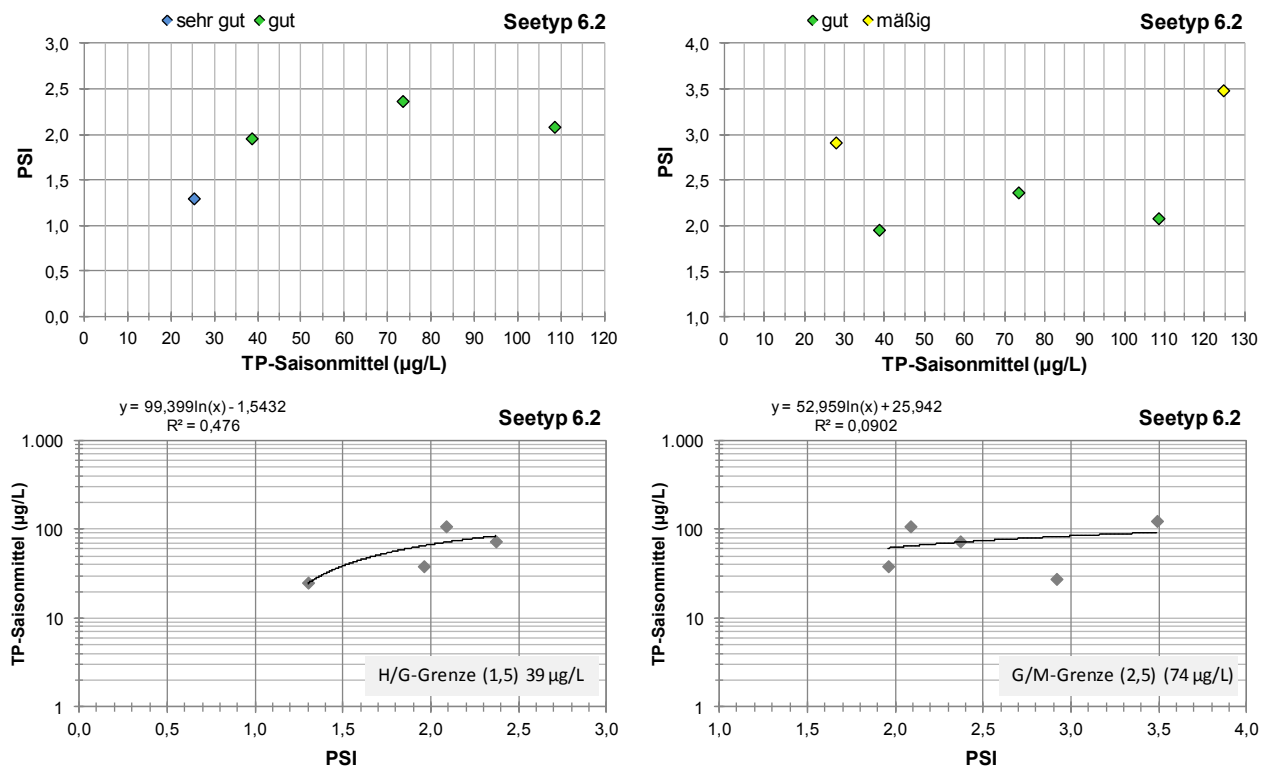


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 50: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht plausibel und deshalb gar nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	(22)		--	24/25	(19)	(95)		--	39/40	(56)
Untere Grenze	(10)					(30)				
	bisher:	18-25		keine Änderung	bisher:	30-45		keine Änderung		

Seetyp 6.2 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit mittel-großem Einzugsgebiet

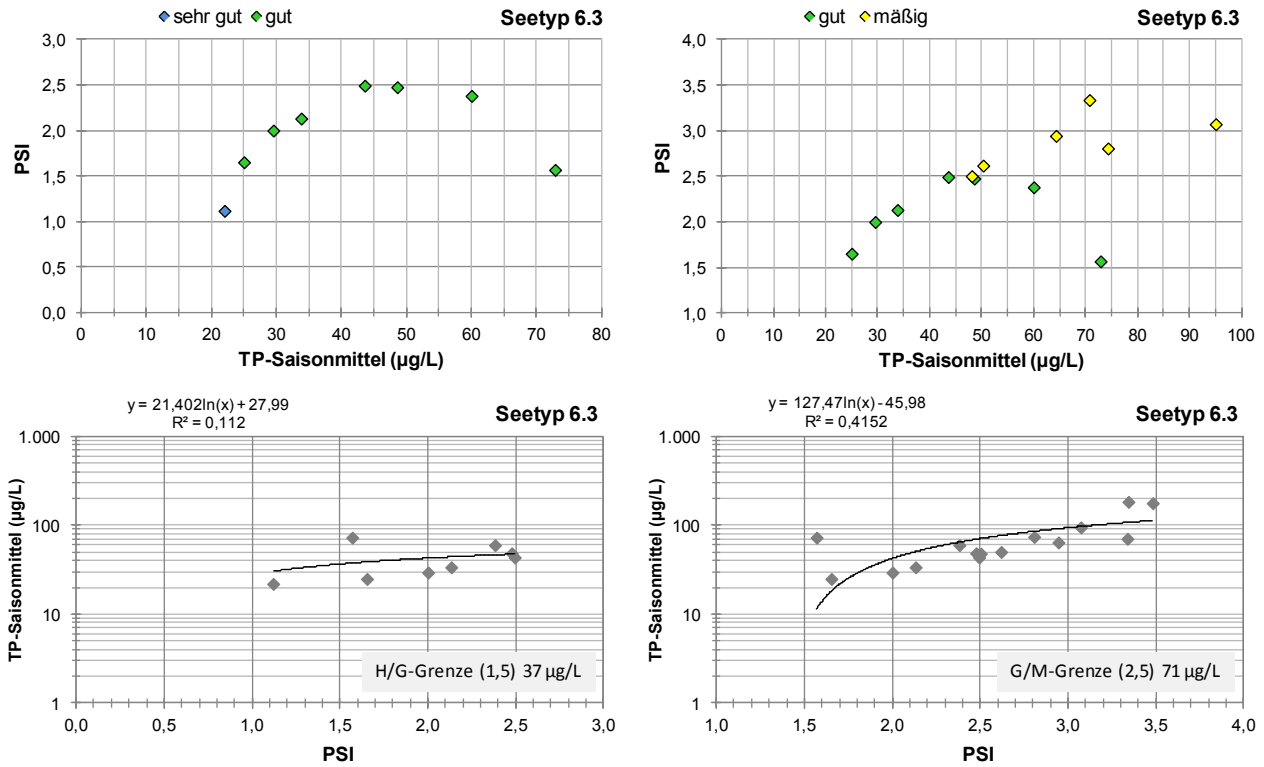


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 51: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht plausibel und deshalb gar nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,5)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,0)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	(40)		--	30/31	(39)	(40)		--	50/52	(74)
Untere Grenze	(25)					(25)				
	bisher:	25-35		keine Änderung		bisher:	40-55		neu: 35-50	

Seetyp 6.3 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

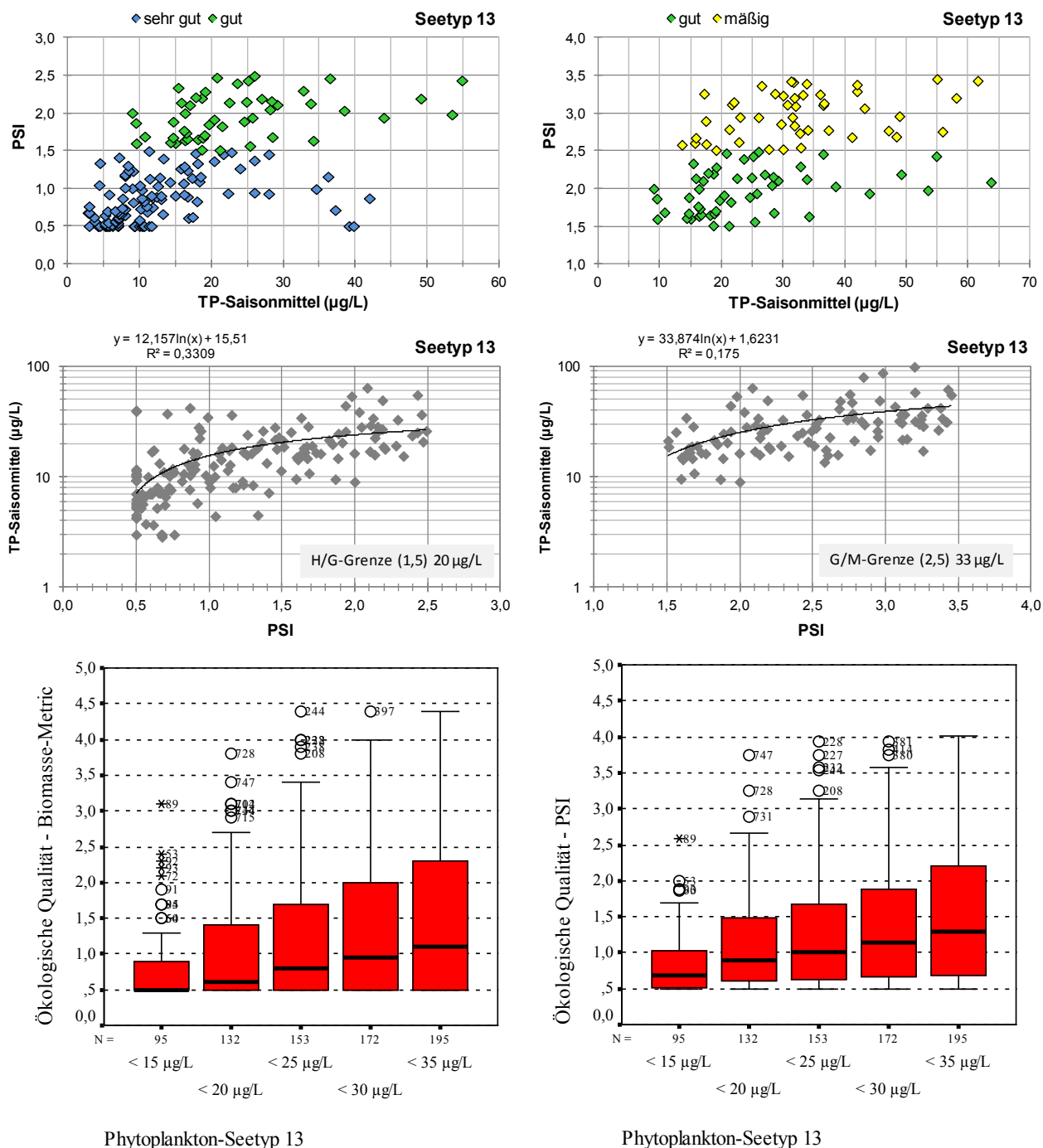
hier einige Flusseen, mit Verweilzeit- und Lichtlimitation

Tabelle 52: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	25		60/--	39/40	37	60		--	64/67	71
Untere Grenze	22					50				
	bisher:	30-40		keine Änderung	bisher:	45-70		keine Änderung		

5.2.5 Geschichtete Tieflandseen

Seetyp 13 - geschichtete Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



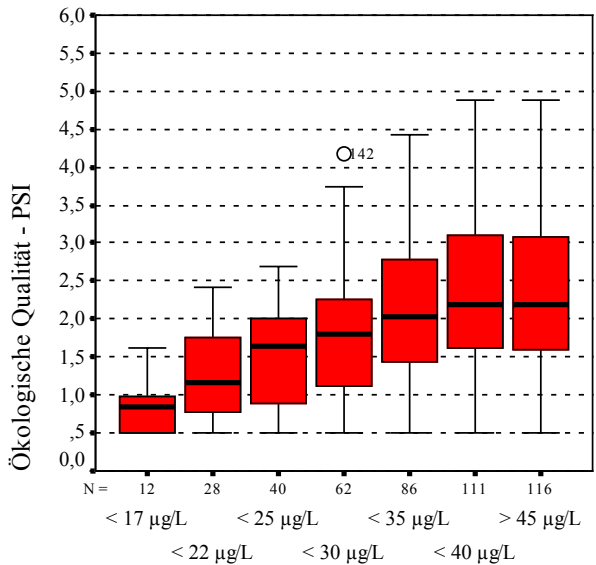
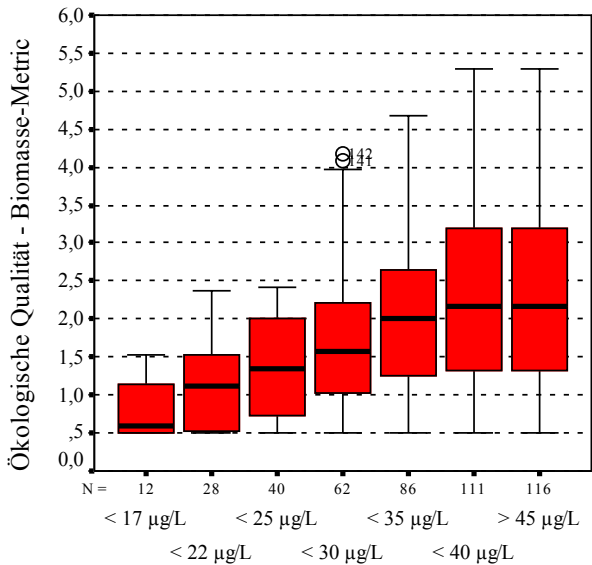
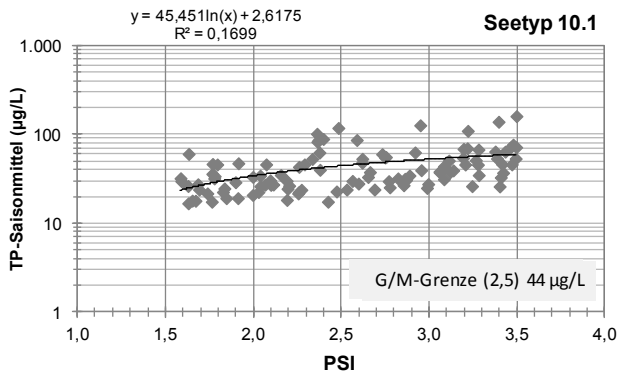
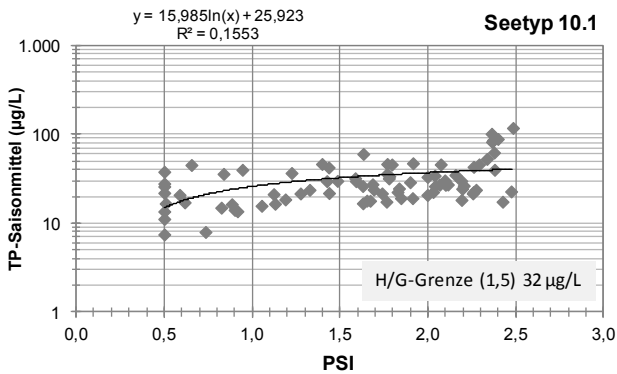
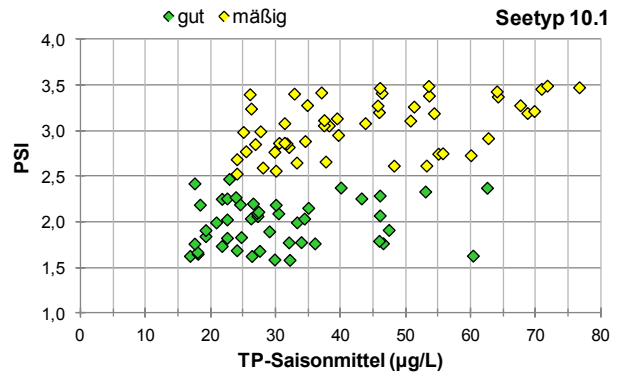
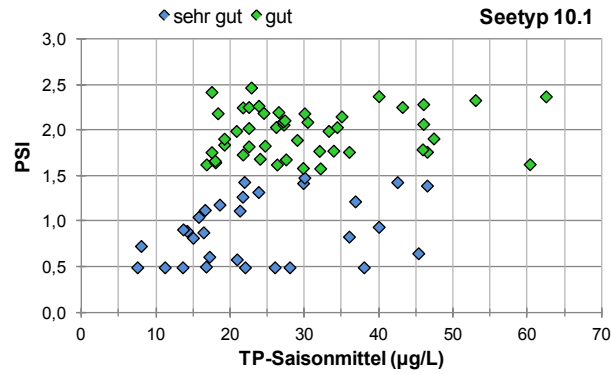
Phytoplankton-Seetyp 13

Phytoplankton-Seetyp 13

Tabelle 53: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 13	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	30	20	16/23	18	20	35	35	28/43	27	33
Untere Grenze	10	15				15	--			
	bisher:	15-25		neu: 15-22		bisher:	25-35	neu:	keine Änderung	

Seetyp 10.1 – geschichtete Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



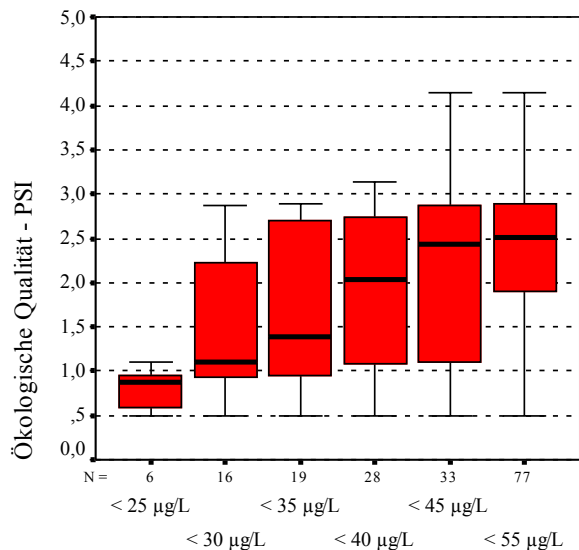
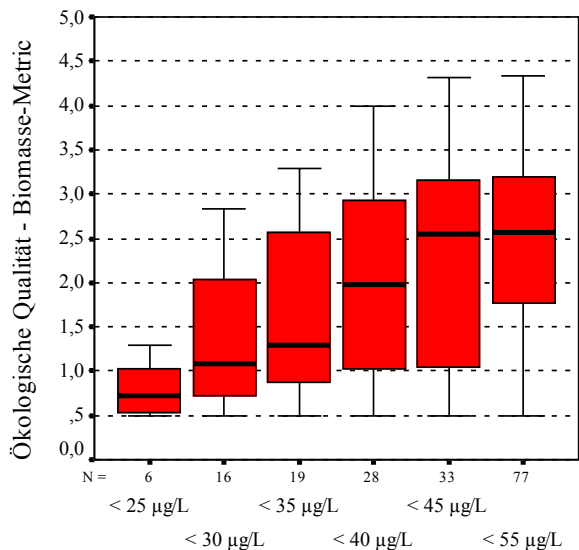
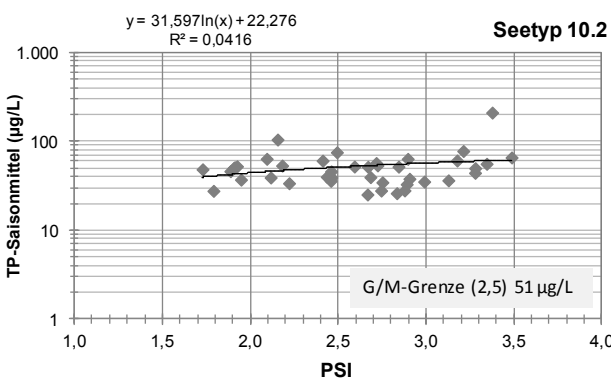
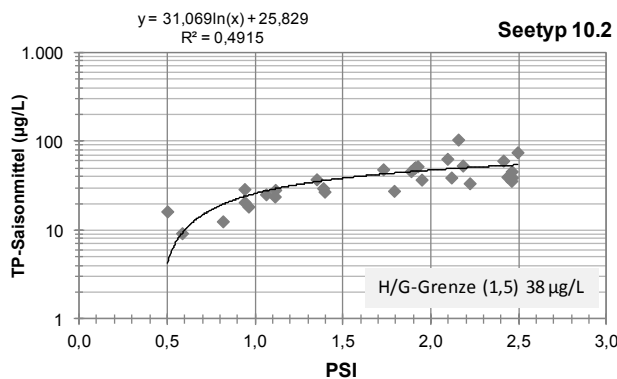
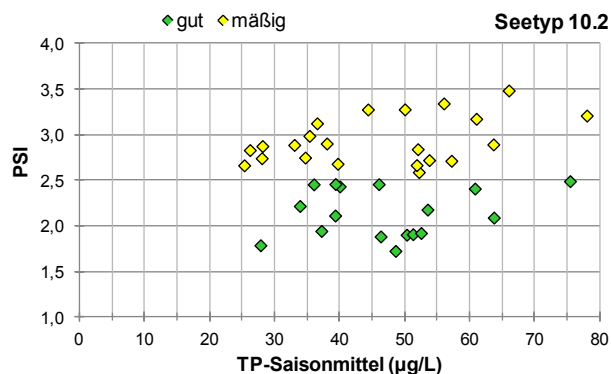
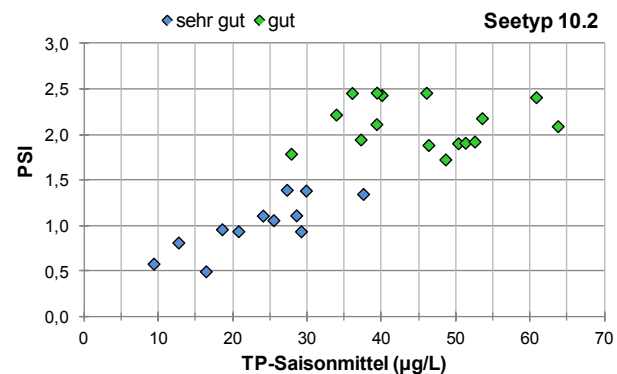
Phytoplankton-Seetyp 10.1

Phytoplankton-Seetyp 10.1

Tabelle 54: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,0)	Wert aus In-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,5)	Wert aus In-Re- gression
Obere Grenze	30	21	32/42	22	32	35	35	45/77	34	44
Untere Grenze	15	17				25	25			
	bisher:	20-35		neu: 17-25		bisher:	35-45		neu: 25-40	

Seetyp 10.2 – geschichtete Tieflandseen mit sehr großem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 10.2

Phytoplankton-Seetyp 10.2

Tabelle 55: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re-gression
Obere Grenze	30	--*	29/35	27	38	55	45	55/78	43	51
Untere Grenze	25	25				30	35			
	bisher:	25-40		neu: 20-30	bisher:	40-55		neu: 30-45		

5.2.6 Polymiktische Tieflandseen

Seetyp 14 – polymiktische Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet

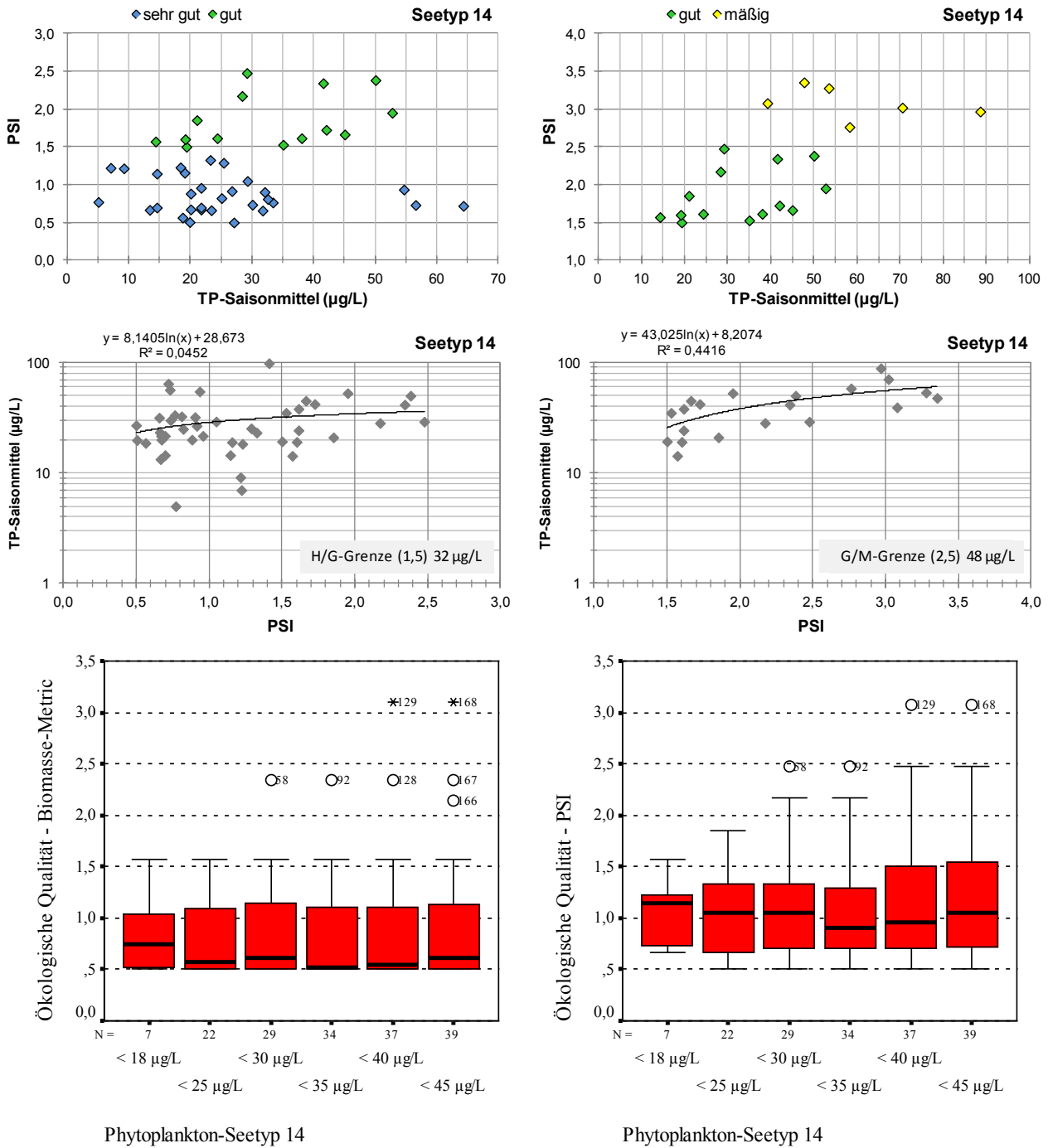
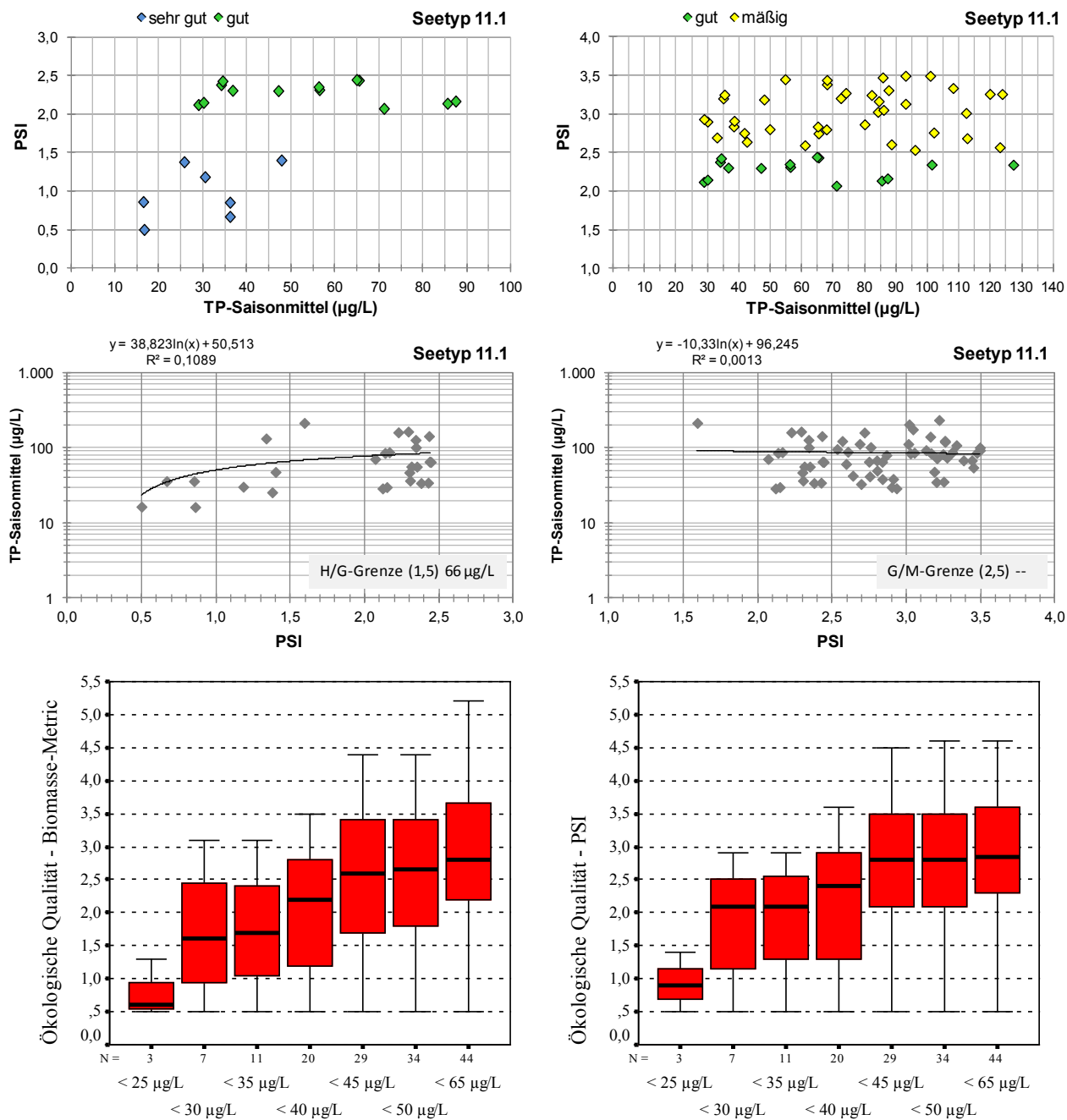


Tabelle 56: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 14	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streudiagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Regression	Streudiagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Regression
Obere Grenze	35	--	32/56	25	32	55	--	43/51	39	48
Untere Grenze	18	--				40	--			
	bisher:	20-35		neu: 20-30		bisher:	40-60		neu: 30-45	

Seetyp 11.1 – polymiktische Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



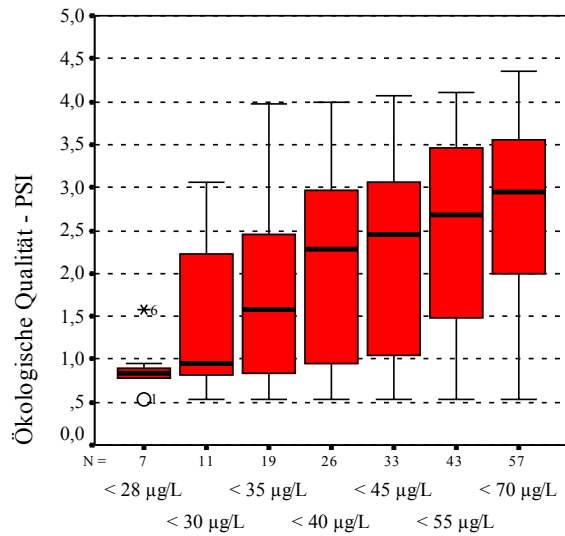
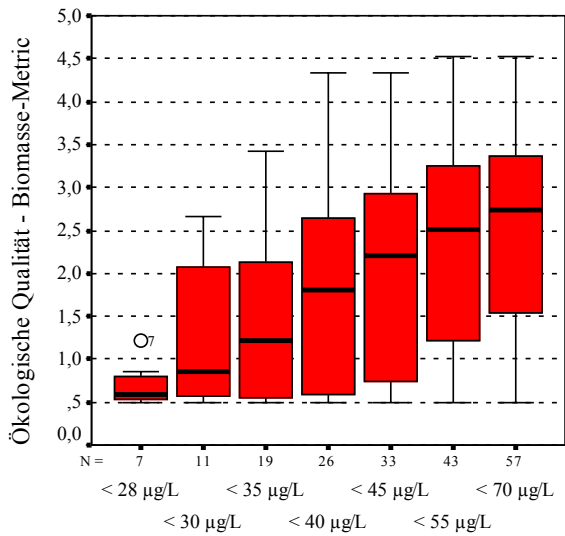
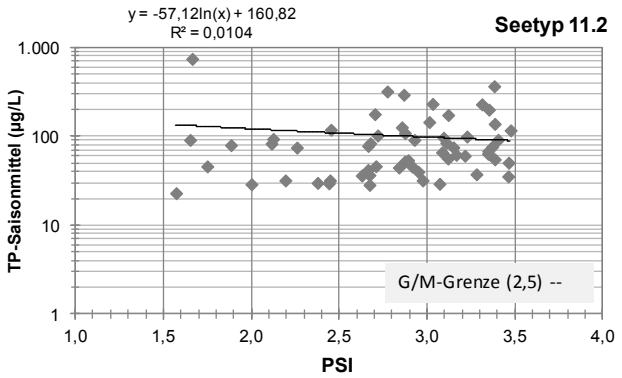
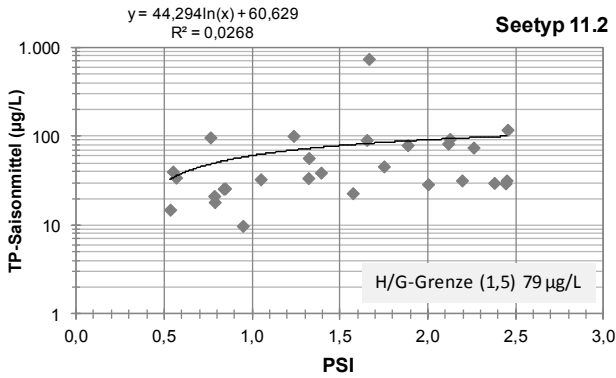
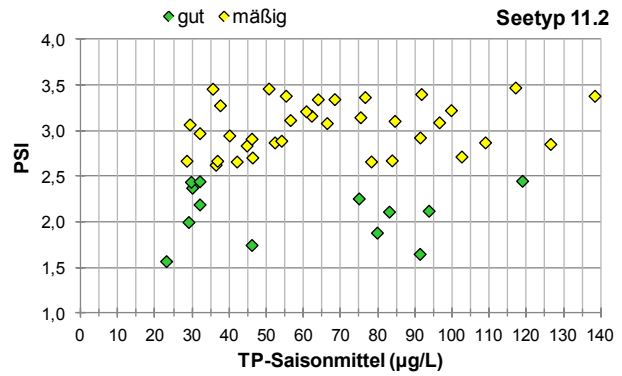
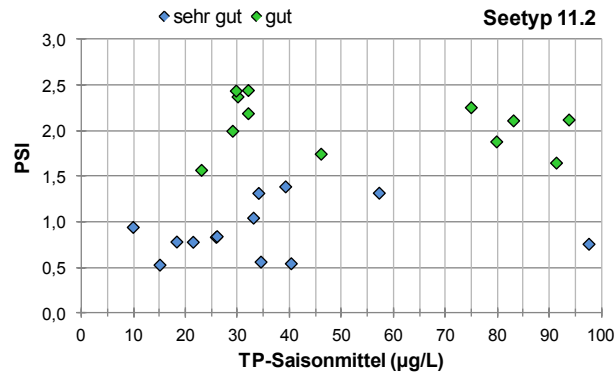
Phytoplankton-Seetyp 11.1

Phytoplankton-Seetyp 11.1

Tabelle 57: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,5)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,0)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	40	(30)	45/--	31	66	70	40	127/165	50	--
Untere Grenze	30	25				30	35			
	bisher:	25-45		neu: 25-35		bisher:	45-65		neu: 35-45	

Seetyp 11.2 – polymiktische Tieflandseen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m



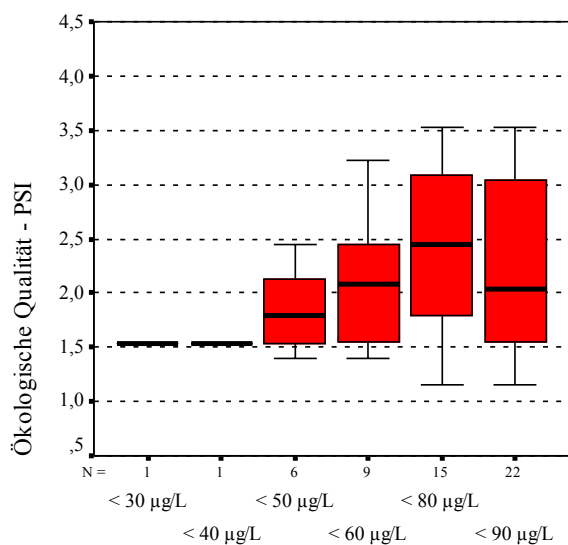
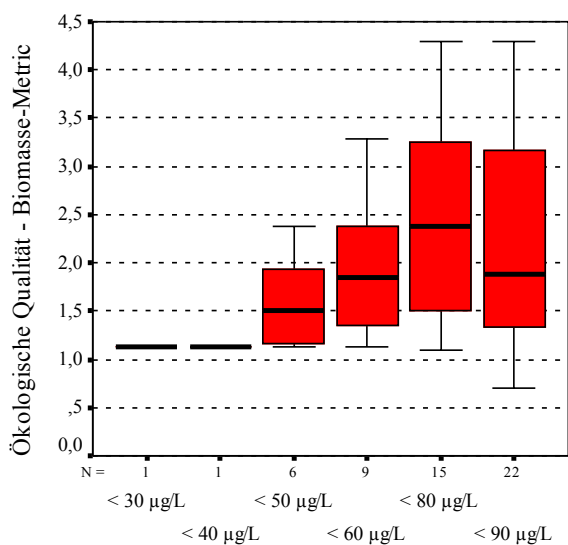
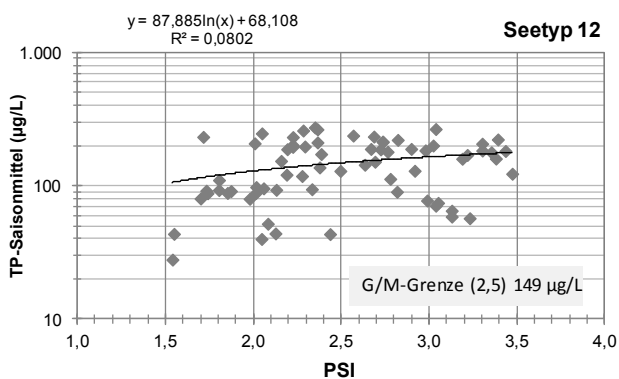
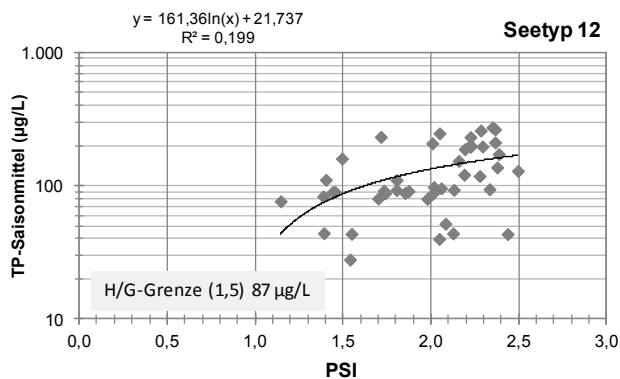
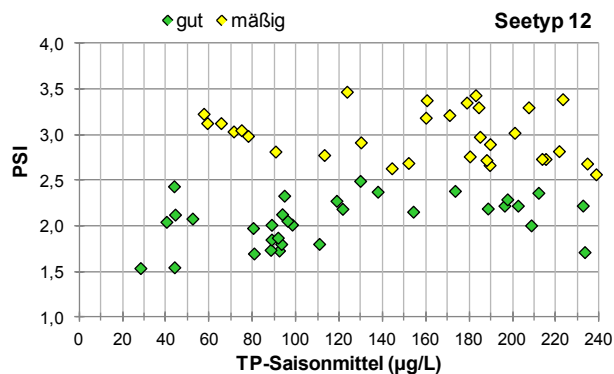
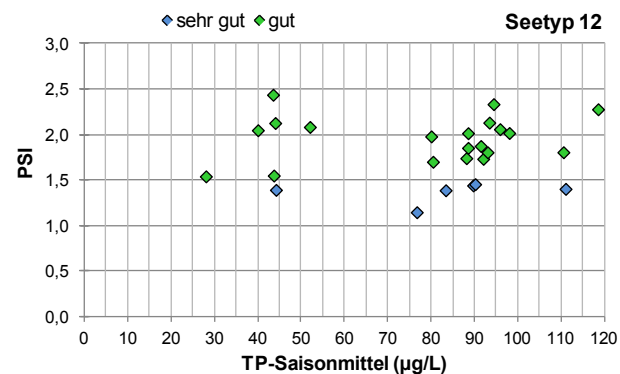
Phytoplankton-Seetyp 11.2

Phytoplankton-Seetyp 11.2

Tabelle 58: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,25)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	40	35	45/100	39	79	45	45	92/432	64	--*
Untere Grenze	30	28				25	35			
	bisher:	30-45		neu: 28-35		bisher:	45-70		neu: 35-55	

Seetyp 12 – Flusseen mit einer mittleren Wasserverweilzeit zwischen 3 und 30 Tagen



Phytoplankton-Seetyp 12

Phytoplankton-Seetyp 12

Tabelle 59: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 12	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (3,0)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,5)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	(45)	50	111/--	50	87	100	90	200/250	82	149
Untere Grenze	30	--				60	60			
	bisher:	40-60		neu: 40-50		bisher:	60-90		keine Änderung	

5.3 Erläuterungen zur Prüfung der TP-H&O-Werte

Die Notwendigkeit der Anwendung verschiedenster Methoden zur Grenzwert-Ableitung ergibt sich aus dem Befund, dass sich keine Methode durchgehend für alle Seetypen als sinnvoll erwies. So zeigen die Streudiagramme oft sehr große Überlappungsbereiche, da in einigen Seen höherer Trophie andere Limitationen des Phytoplanktons wirksam sind und eine Biomassenentwicklung verhindern, was zu einer relativ guten Bewertung mit dem PSI führt. Dies ist v.a. bei den eutropheeren Seetypen regelmäßig der Fall (s. z.B. Kap. 5.2.6). Die beschriebenen Befunde stören ebenso die Quantil-Analysen. Hier werden insbesondere bei den polymiktischen Seen oft unplausibel hohe Werte erreicht, da einige Seen mit hohen TP-Werten relativ geringe Biomassen aufweisen und deshalb in der Gruppe der "guten" Seen mit analysiert werden.

Auch die Regressionsanalysen sind vor allem bei den im Referenzzustand eutropheeren Seetypen oft derart stark von der Variabilität der Befunde beeinflusst, dass deren Ergebnisse nicht in die Grenzwertfindung eingehen können (z.B. G/M-Regressions-Abbildungen der Seetypen 11.1 und 11.2).

Durch die Konzeption der Seentypologie mit zunehmender Höhe der Referenztrophie (s. Kap. 2.4) sind entsprechend zunehmend höhere TP-Grenzwerte plausibel. Dies wurde bei der Festlegung der Grenzbereiche ebenfalls berücksichtigt, da die abgeleiteten TP-Werte diese Gesetzmäßigkeit in manchen Fällen nicht widerspiegeln z.B. im Vergleich des Typs 14 mit Typ 11.1 (s. Kap. 5.2.6).

Seetypen mit gleicher Referenztrophie, wie dies u.a. für den MG-Typ 6.3 und 11.2 der Fall ist, weisen teilweise voneinander abweichende H&O-Werte auf. Im Falle des Seetyps 6.3 trifft dies im Besonderen zu, da dieser zahlreiche schnell durchflossene, meist flache MG-Talsperren enthält, deren Phytoplankton-Entwicklung analog zu den Flusseen im Tiefland maßgeblich durch die Verweilzeit gesteuert wird. Aus diesem Grund ergeben sich für den Typ 6.3 TP-Grenzbereiche, die zwischen den entsprechenden TL-Typen 11.2 und 12 zu liegen kommen.

5.4 H&O-Werte für Gesamtphosphor sowie Vergleich mit den TP-Zielwerten des Projekts NITROLIMIT

Die im Kap. 5.2 erarbeiteten Übergangsbereiche sind in der Tabelle 60 zusammengestellt. Für die Seetypen der Alpen und Voralpen (Typ 1-4) wurde in den Kap. 5.2.1 und 5.2.2 sowie in der Tabelle 60 (dunkelrote Zahlen in Klammern) ein Änderungsbedarf vermerkt. In der vorliegenden H&O-Wert-Aktualisierung sollen diese jedoch noch nicht zum Zug kommen, da für das Alpen und Voralpen-Modul des PSI-Bewertungsverfahrens im LAWA-Folgeprojekt eine eingehende Prüfung geplant ist und sich noch Änderungen ergeben könnten. Der polymiktische Alpen- und Voralpen-Seetyp 1 ist relativ schlecht im Datensatz repräsentiert, die Werte sind deshalb noch in Klammern gesetzt.

Tabelle 60: Ergebnisse der H & O-Wert-Prüfung und Anpassung sowie Vergleich mit den im Projekt NITROLIMIT für natürliche Seen ermittelten "Zielwerten" für den "guten" Zustand (DOLMAN & WIEDNER 2013). Sortierung der Seetypen nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztrophie im Trophiespektrum (s. Tabelle 5). BV = Gesamtbiovolumen Phytoplankton. (Dunkelrote Zahlen: ggf. Änderungsbedarf jedoch weitere Prüfung erforderlich.)

Ökoregion	Seetyp Phytoplankton	Grenzbereiche Gesamtphosphor Saisonmittel (µg/L)		Zielwerte für den "guten" Zustand nach NITROLIMIT PSI-/ BV-Ableitung
		"sehr gut/gut" H/G-Grenze	"gut/mäßig" G/M-Grenze	"gut/mäßig" G/M-Grenze
Alpen	4	6-8 (6-9)	9-12 (10-15)	
Voralpen	2+3	10-15 (10-16)	20-26 (23-28)	
Alpen, Voralpen	1	(10-15) (10-16)	(20-26) (23-28)	
Mittel- gebirge	7+9	8-12	14-20	
	5+8	9-14	18-25	
	6.1	18-25	30-45	
	6.2	25-35	35-50	
	6.3	30-40	45-70	
Nord- deutsches Tiefland	13	15-22	25-35	23/31
	10.1	17-25	25-40	22/26
	10.2	20-30	30-45	29/26
	14	20-30	30-45	33/44
	11.1	25-35	35-45	35/36
	11.2	28-35	35-55	41/44
	12	40-50	60-90	66/65

Im derzeit laufenden BMBF-Forschungsprojekts NITROLIMIT (Verbundforschungsprojekt ausgeführt von u.a. BTU Cottbus, IGB Berlin, BfG), welches sich im Schwerpunkt mit Stickstofflimitation in Binnengewässern beschäftigt, wurden mit einer anderen Methode ebenfalls TP-Obergrenzen des "guten" Zustands für die Seetypen des Tieflandes ermittelt. Die ermittelten Grenzwerte werden von den Autoren als "Zielwerte" ("targets") bezeichnet und beziehen sich ausschließlich auf natürli-

che Seen des Tieflands. Als Prüfgröße verwendeten DOLMAN & WIEDNER (2013) den Parameter Phytoplanktonbiovolumen mit den im PhytoSee-Verfahren festgelegten Zustandsklassengrenzen sowie den PhytoSee-Gesamt-Index (PSI). Aus den Datensätzen (373 Seenjahren) der NITROLIMIT-Seen-Datenbank wurden nur diejenigen Jahrgänge für die TP-Zielwert-Analysen (Regressionen) ausgewählt, in welchen vorwiegend P-Limitation vorlag. Die Analyse bezog sich ausschließlich auf natürliche Seen. Die Zielwerte stellen Konzentrationsgrenzen (im Saisonmittel) dar, deren Einhaltung für mindestens 50% der Seen des entsprechenden Seetyps einen "guten" Zustand prognostiziert.

Die Einschränkung auf P-limitierte Seen lässt etwas geringere Grenzwerte erwarten als die Auswertung im Gesamtdatensatz des Seetyps, da jedes μg TP mehr direkt in eine Biomasseantwort umgesetzt wird und im PSI eine schlechtere Bewertung verursacht. Dementsprechend ist es in hohem Maße plausibel, dass die Untergrenzen der Übergangsbereiche in der Größenordnung der NITROLIMIT-Zielwerte liegen (s. Tabelle 60).

Des Weiteren wurden Vergleiche mit Grenzwerten aus benachbarten Mitgliedsstaaten angestellt (u.a. WOLFRAM & DONABAUM 2009, F. BUZZI mündl. Mitteilung, CLAUSSEN *et al.* 2012, Bericht U. MISCHKE vom "European Workshop: Deriving Nutrient Standards for the WFD", Birmingham 19-20. Februar 2013). Die Prüfung zeigt in Bezug auf vergleichbare Seetypen keine unplausiblen Ergebnisse. Die für die deutschen Seetypen ermittelten Werte liegen im Feld der EU-Staaten in einem mittleren Bereich.

5.5 Ableitung von H&O-Werten für den Parameter Sichttiefe

Als Datengrundlage stand der aktuelle, vereinigte Datensatz deutscher Seen zur Verfügung (s. Kap. 2.1 und 2.2), in dem natürliche und KEV-Seen enthalten sind. Für jeden Seetyp wurden die jeweiligen Kalibrationsdatensätze unter Prüfung der Plausibilität der Sichttiefenmessungen zusammengestellt.

In den folgenden Kapiteln werden für jeden Seetyp oder Typgruppe auf jeweils einer Seite die Ergebnisse der Grenzwert-Ermittlung auf Basis verschiedener Methoden dargestellt. Zugunsten der Übersichtlichkeit werden die Abbildungsunterschriften weggelassen, in den Abbildungen sind jedoch die zum Verständnis wichtigen Informationen enthalten. Die aus den Abbildungen ableitbaren Anhaltspunkte zur Grenzwertfindung sind in den zusammenfassenden Tabellen am Seitenende aufgeführt. Diese enthalten noch weitere mit anderen Methoden ermittelte Indizien für die H/G- und die G/M-Grenzen.

Die Begriffe Ober- und Untergrenze sind im Zusammenhang mit dem Parameter Sichttiefe, welcher bei zunehmender Degradation fällt, verwirrend. Ober- und Untergrenze sind an die Skala der Zustandsklassen gekoppelt, d.h. die Obergrenze des Übergangsbereiches hin zum mäßigen Zustand hat einen geringen Sichttiefenwert als dessen Untergrenze.

Die Grenzen der Übergangsbereiche sind folgendermaßen zu verstehen:

→ Obere Grenze: mindestens 50% der Seen/Seenjahren, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

→ Untere Grenze: mindestens 75% der Seen/Seenjahren, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

Folgende Methoden wurden zur Ermittlung der Grenzbereiche für die Sichttiefe (ST) angewandt:

1. Die Variabilität der Verhältnisse in den Seen wird in den **Streudiagrammen** (s. Kap. 5.5.1 bis Kap. 5.5.6 jeweils oben) deutlich. Für jeden Seetyp oder Typgruppe werden jeweils zwei Abbildungen gezeigt: eine für den Übergang H/G (jeweils links oben) und eine für den Übergang G/M

(jeweils rechts oben). In den meisten Abbildungen sind die Kernzonen für die zu definierenden Übergangsbereiche auszumachen. Diese werden in der zusammenfassenden Tabelle (für jeden Seetyp jeweils unten) mit Ober- und Untergrenze der Sichttiefe eingetragen.

2. Des Weiteren wurden für Sichttiefen-Klassen von Seen **Box-Whisker-Plots** von Bewertungsergebnissen (ÖQ) angefertigt, anhand derer die Zielerreichung z.B. des "guten" Zustand bei Einhaltung einer bestimmten TP-Konzentration (im Saisonmittel) geprüft werden kann. Die Grenzbereiche für die AVA-Seetypen wurden mit den Bewertungsgrößen ÖQ Biomasse-Index (s. Kap. 2.3) und PSI (PhytoSee-Index Phytoplankton) geprüft. Für die MG- und TL-Seetypen wurde der Biomasse-Metric des PhytoSee-Verfahrens (jeweils links) und der PSI (jeweils rechts) für die Tests verwendet. Bei der Interpretation der Box-Plots muss berücksichtigt werden, dass die Klassen nach unten offen sind und in Seegruppen mit vielen "sehr guten" Seen wie z.B. beim Typ 13 diese Art der Auswertung keine Hilfe zur Grenzwertfindung darstellt.

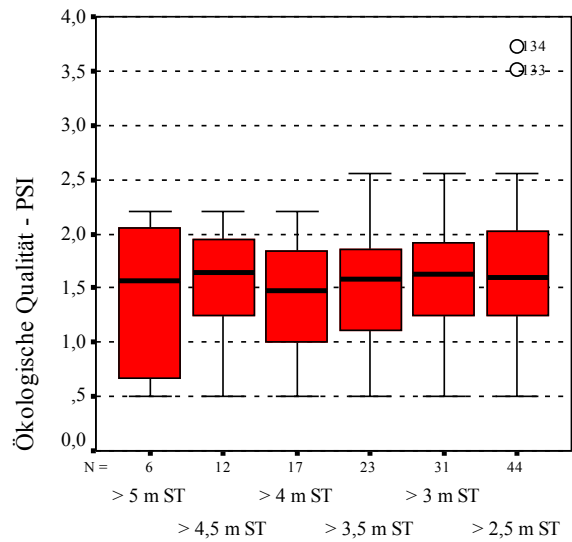
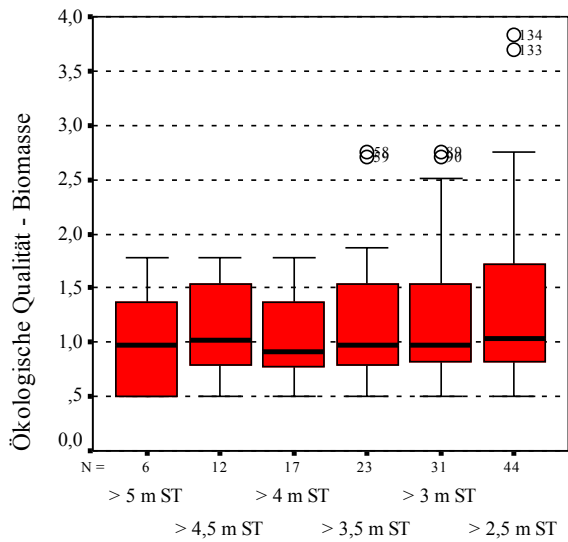
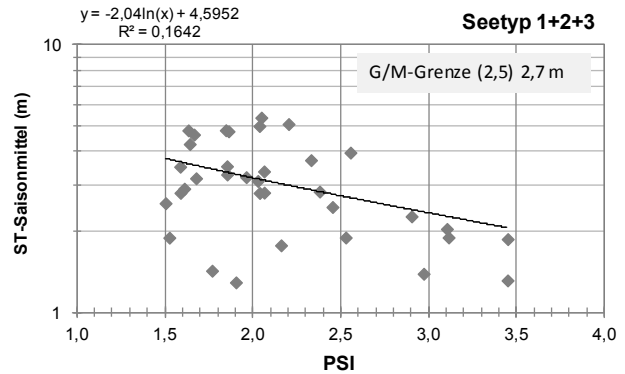
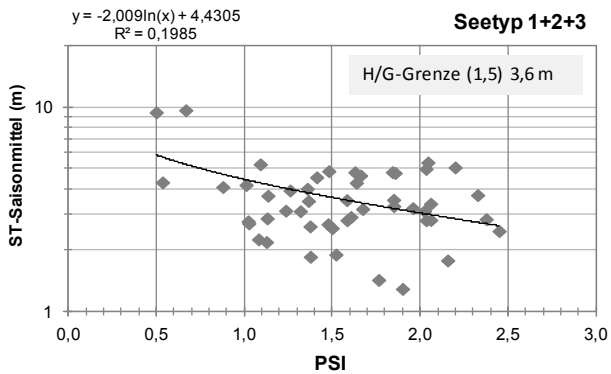
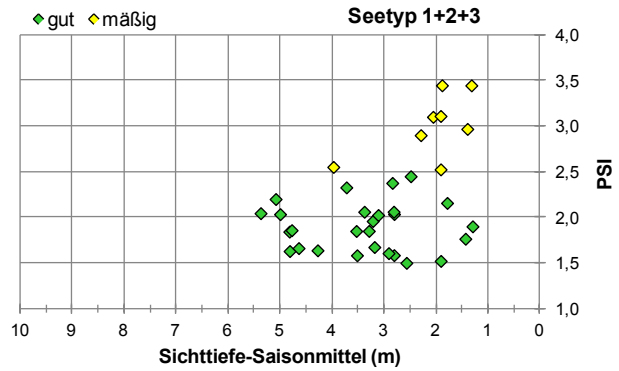
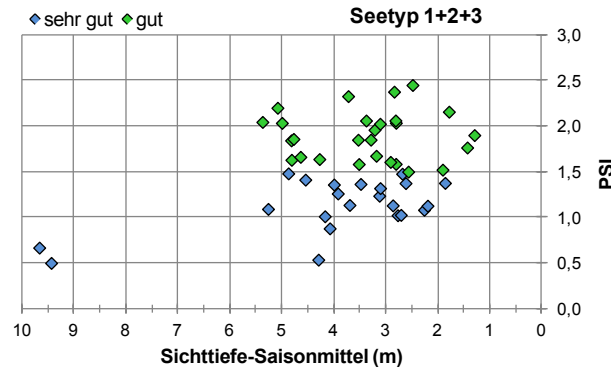
3. Als weiteres Indiz zur Zustandsklassenbeschreibung wurde für jeden Seetyp für die Seenjahre mit **ÖZK "sehr gut" (H-Seen)** und **"gut" (G-Seen)** der **Median** des Sichttiefen-Saisonmittels berechnet und in der Tabelle aufgeführt.

4. Gemäß der Trophie-Indices der ÖZK-Grenzen (s. Kap. 2.4) können aus der überarbeiteten **Trophie-Klassifizierung** die **zugehörigen ST-Saisonmittelwerte** angegeben werden. Die entsprechenden Werte wurden den Index-Zuordnungstabellen (Tabelle 77 bis **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) entnommen. Wenn ein Seetyp in zwei Seegruppen der Trophieklassifizierung vertreten ist, sind zwei Werte angegeben. Z.B. treten in geschichteten MG-Typen sowohl natürliche Seen als auch Talsperren auf, deren Trophieklassifizierung etwas unterschiedlich verläuft (s. Tabelle 30).

5. Des Weiteren wurden **Regressionsanalysen** zur Ermittlung von H/G- und G/M-Grenzwerten herangezogen mit folgender Datenselektion: Für die Ableitung der H/G-Grenze wurden nur die nach PSI "sehr guten" und "guten" Seen geplottet, für die G/M-Grenze analog nur die "guten" und "mäßigen" Seen. Die Datenauswahl ist durch die Beeinflussung der Regressionsergebnisse durch Ausreißer und Randbereiche gut begründet.

In den "Auswertetabellen" (Tabelle 61 bis Tabelle 74) sind alle gewonnenen Anhaltspunkte und Werte eingetragen. Die Grenzbereiche wurden anhand aller ermittelten Indizien (falls plausibel) abgeleitet.

5.5.1 Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen



Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

Tabelle 61: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 1+2+3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	4,0	--	3,3	4,0	3,6	1,5	--	3,3	2,9	2,7
Untere Grenze	5,5	--		4,1/3,5		2,8/2,3				
			Ergebnis:	5,0-3,0				Ergebnis:	3,0-2,0	

5.5.2 Geschichtete Alpenseen

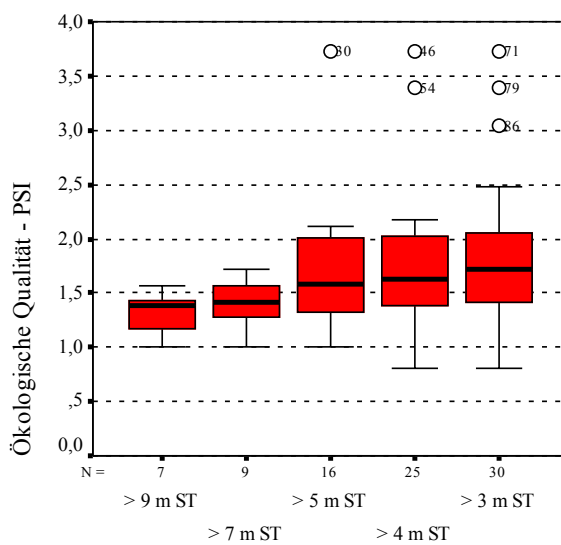
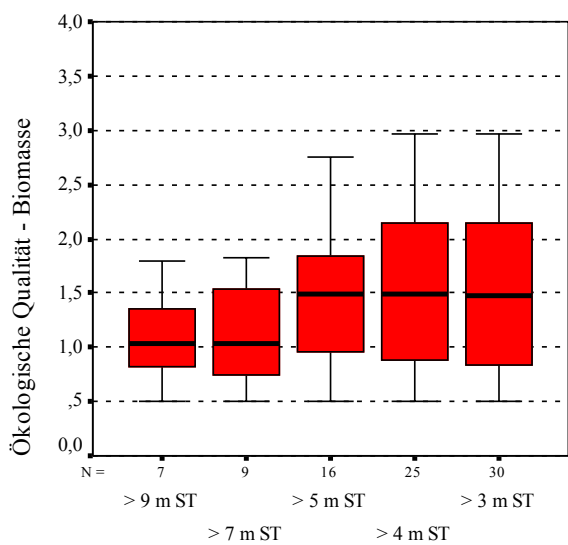
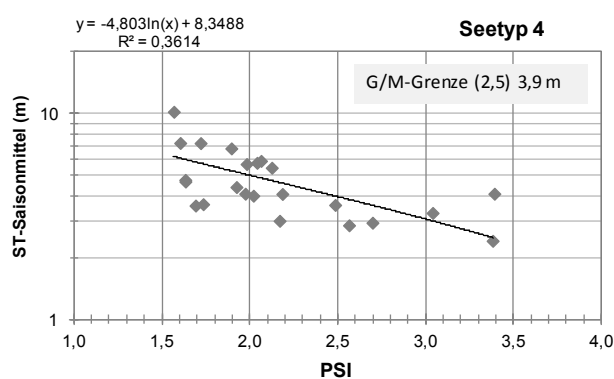
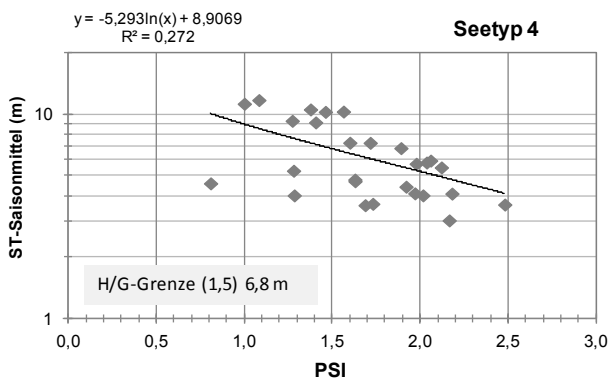
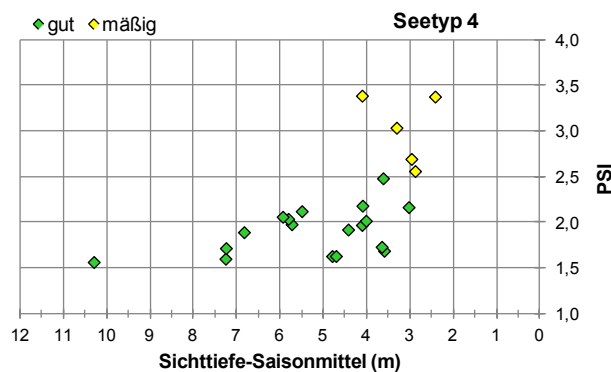
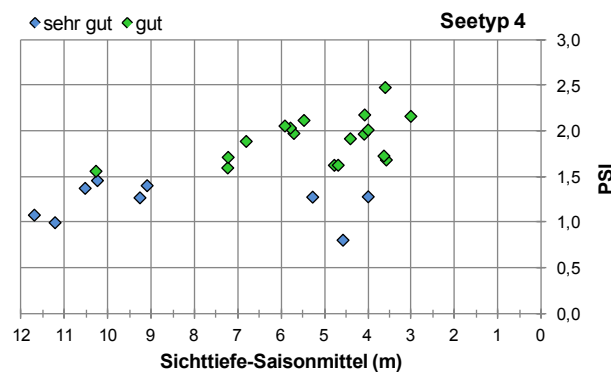
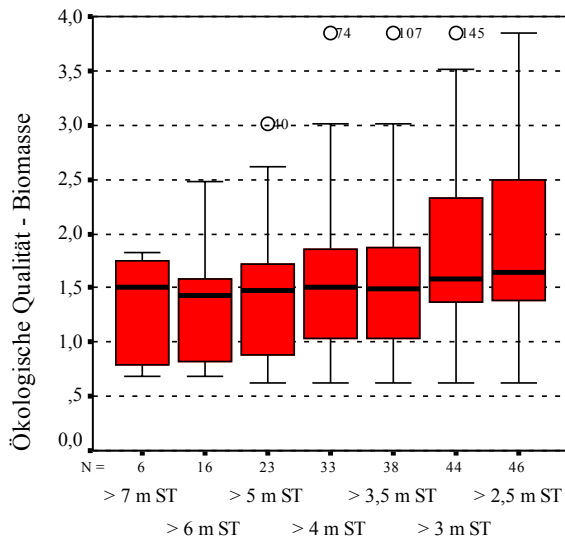
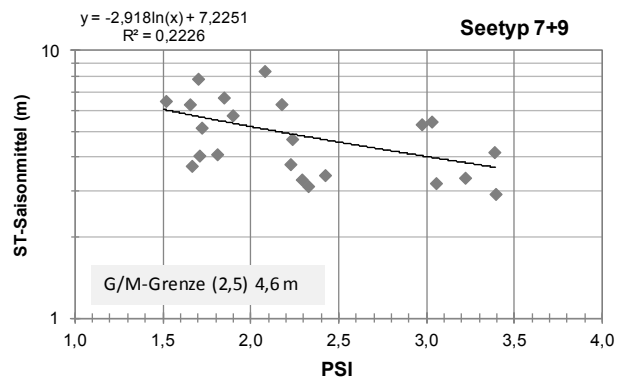
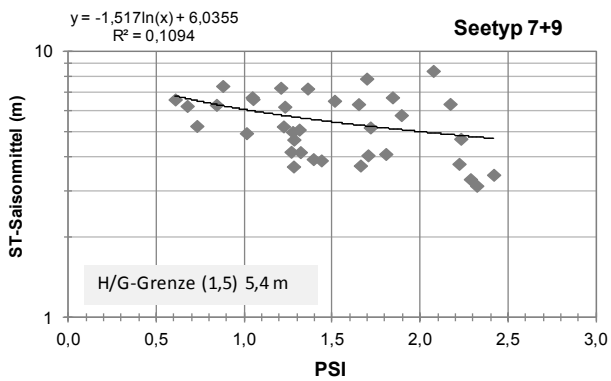
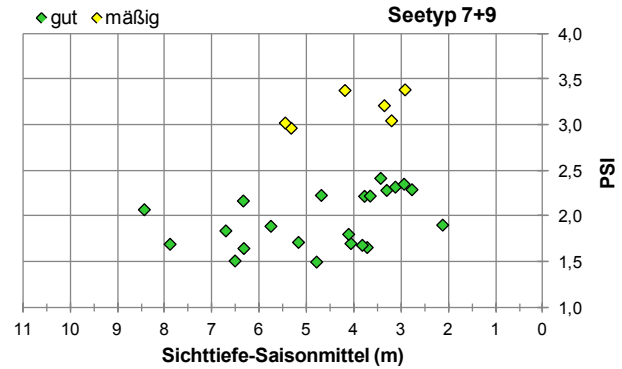
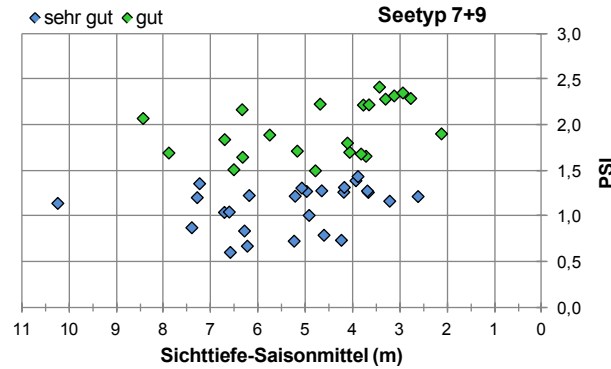


Tabelle 62: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

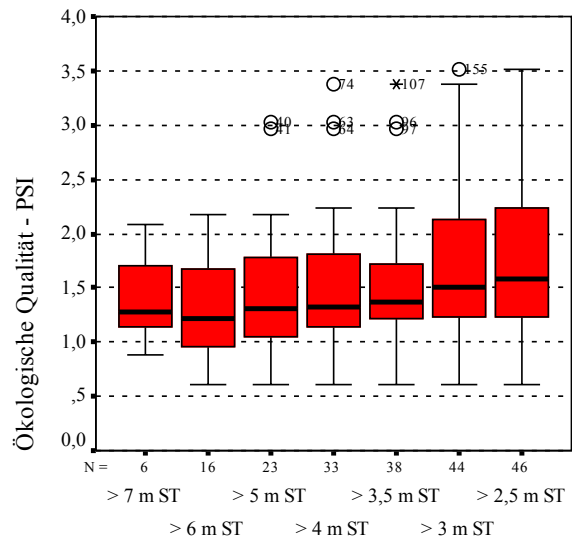
Typ 4	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	4,0	5,0	5,3	5,5	6,8	3,0	--	5,6	4,0	3,9
Untere Grenze	7,0	9,0				4,0	5,0			
			Ergebnis:	7,0-4,5				Ergebnis:	4,5-3,0	

5.5.3 Geschichtete Mittelgebirgsseen

Seetyp 7+9 – geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

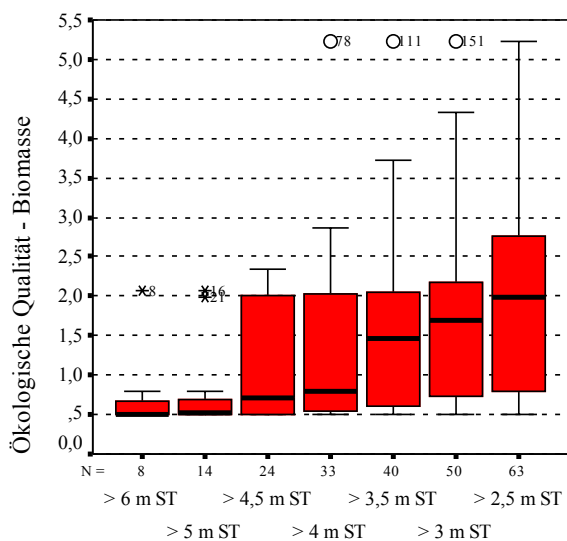
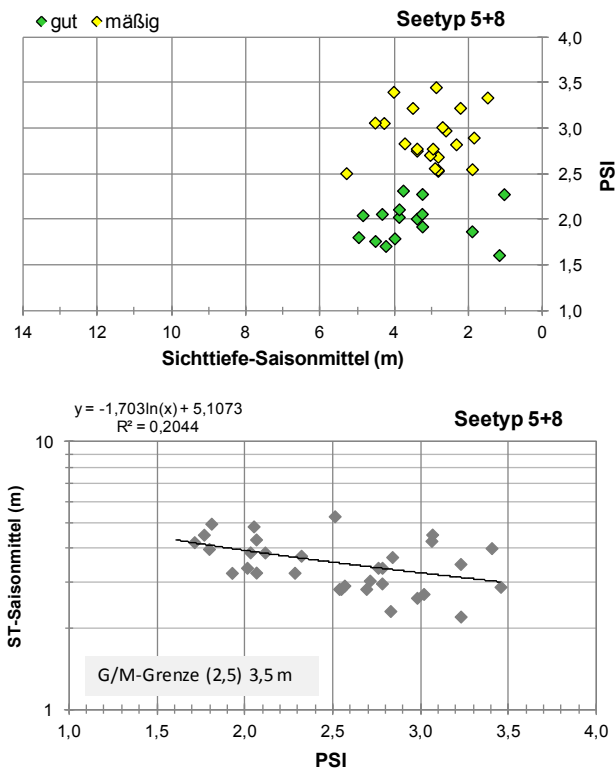
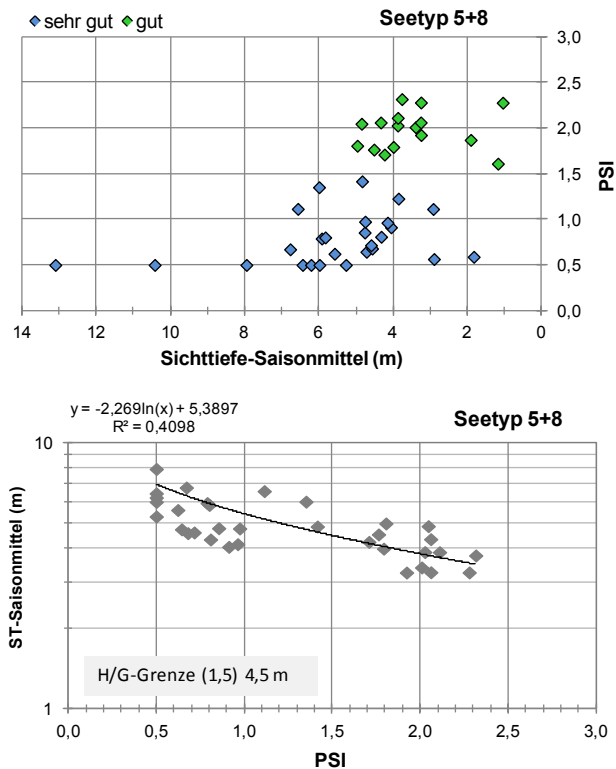


Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

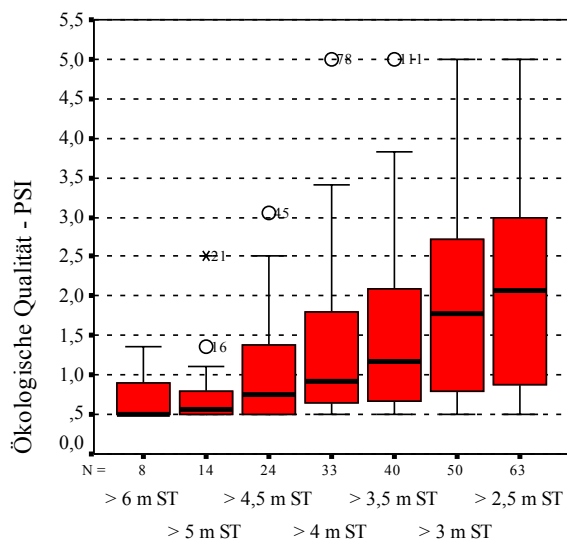
Tabelle 63: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 7+9	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,5)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,0)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	4,0	4,0	6,0	4,7	5,4	3,5	--	5,1	3,4	4,6
Untere Grenze	7,0	(6,0)				5,5	(3,5)			
			Ergebnis:	6,0-4,5				Ergebnis:	4,5-3,0	

Seetyp 5+8 – geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetypen 5 und 8



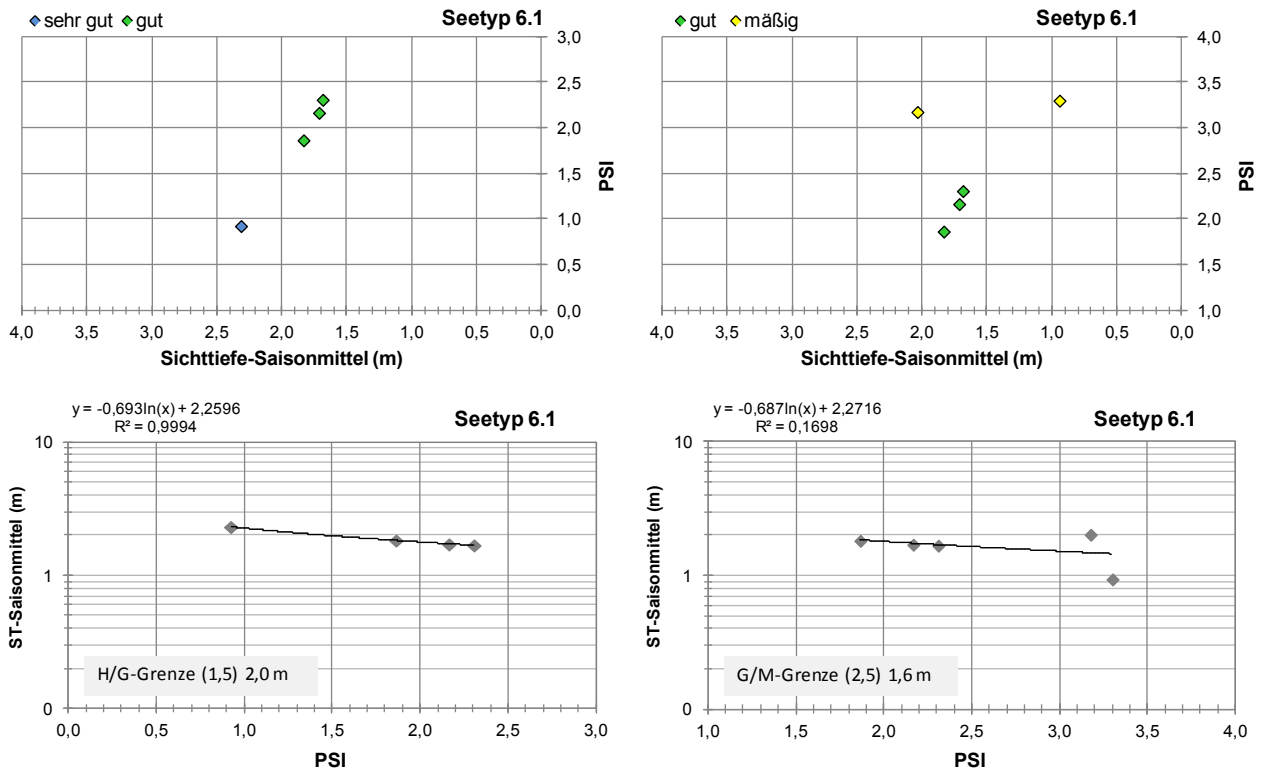
Phytoplankton-Seetypen 5 und 8

Tabelle 64: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 5+8	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	3,0	5,5	5,3	4,0	4,5	3,0	3,0	3,9	2,9	3,5
Untere Grenze	5,0	6,0				4,5	4,5			
			Ergebnis:	5,5-4,0				Ergebnis:	4,0-3,0	

5.5.4 Polymiktische Mittelgebirgsseen

Seetyp 6.1 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet

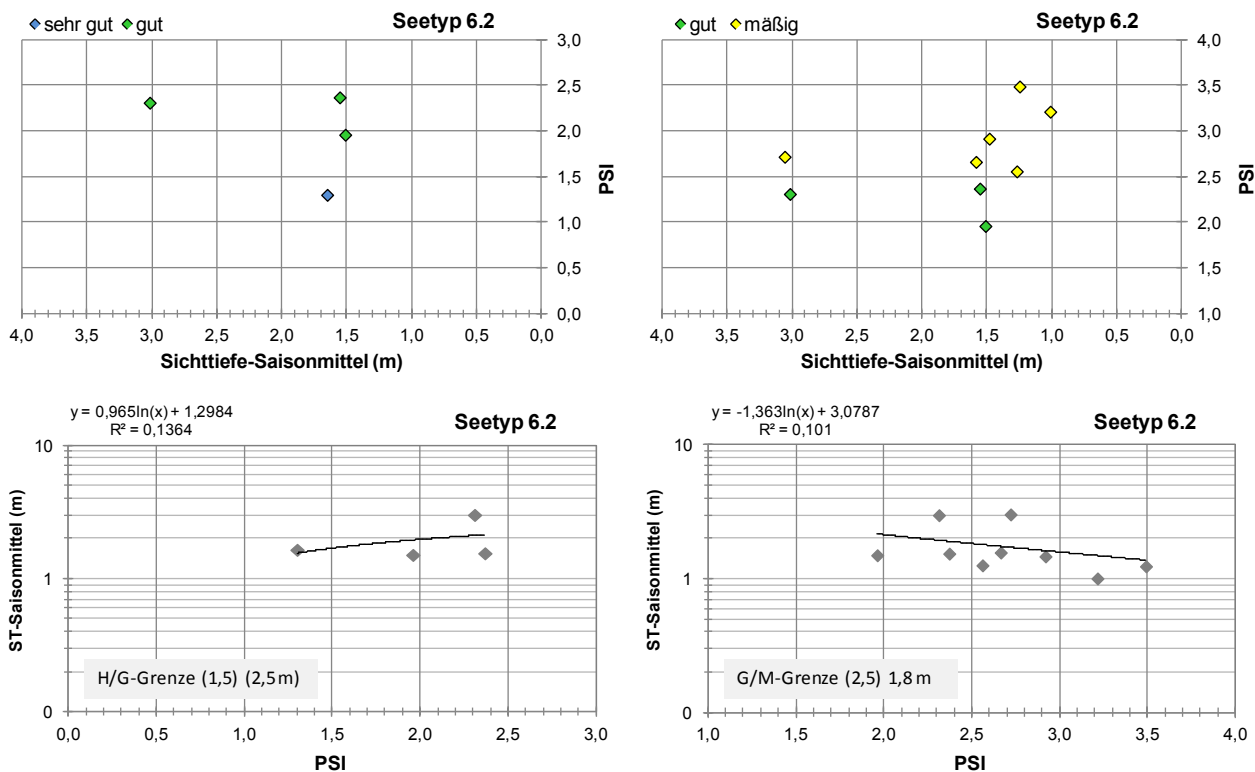


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 65: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Regression	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Regression
Obere Grenze	1,8		(2,1)	2,8/2,3	2,0	1,5		--	1,9/1,6	1,6
Untere Grenze	2,3					2,0				
			Ergebnis:	3,5-2,3				Ergebnis:	2,3-1,6	

Seetyp 6.2 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit mittel-großem Einzugsgebiet

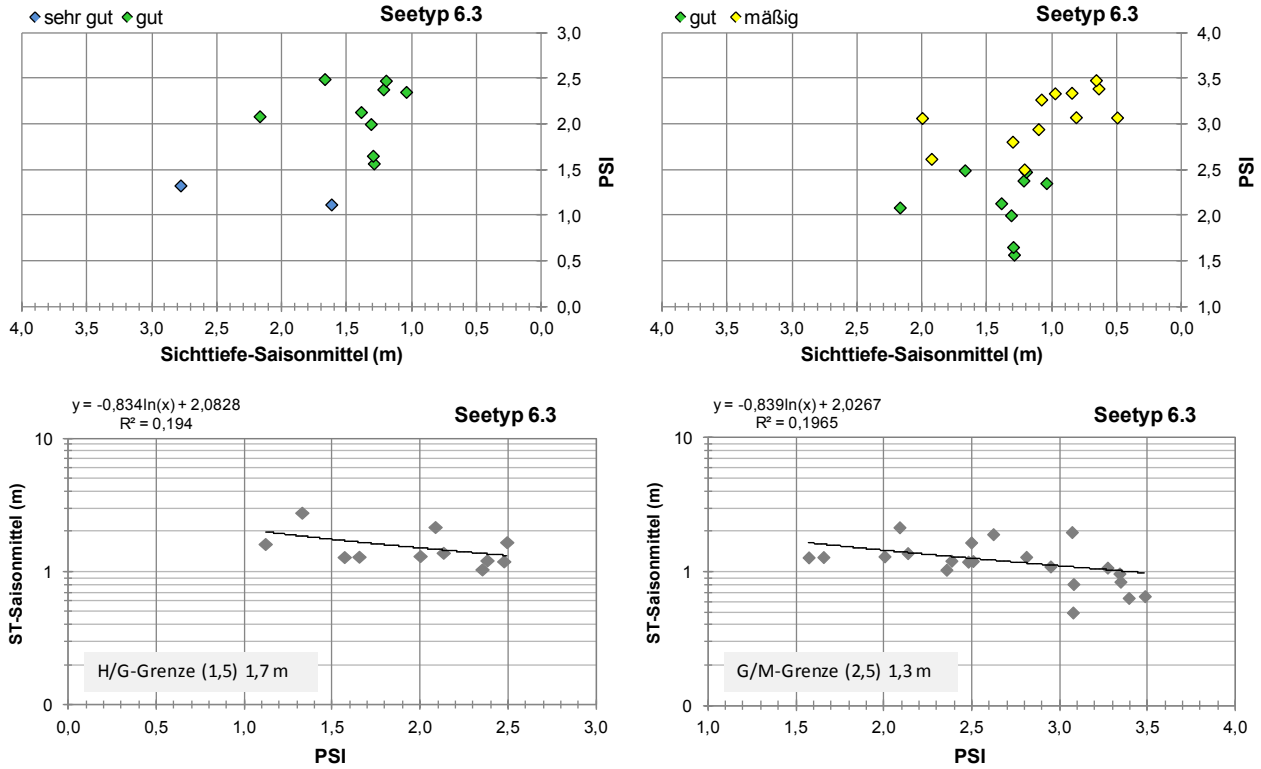


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 66: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus In-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,0)	Wert aus In-Re- gression
Obere Grenze	1,5		--	2,3/1,9	(2,5)	1,5		(1,6)	1,6/1,3	1,8
Untere Grenze	(2,5)					2,0				
			Ergebnis:	3,0-2,0				Ergebnis:	2,0-1,5	

Seetyp 6.3 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



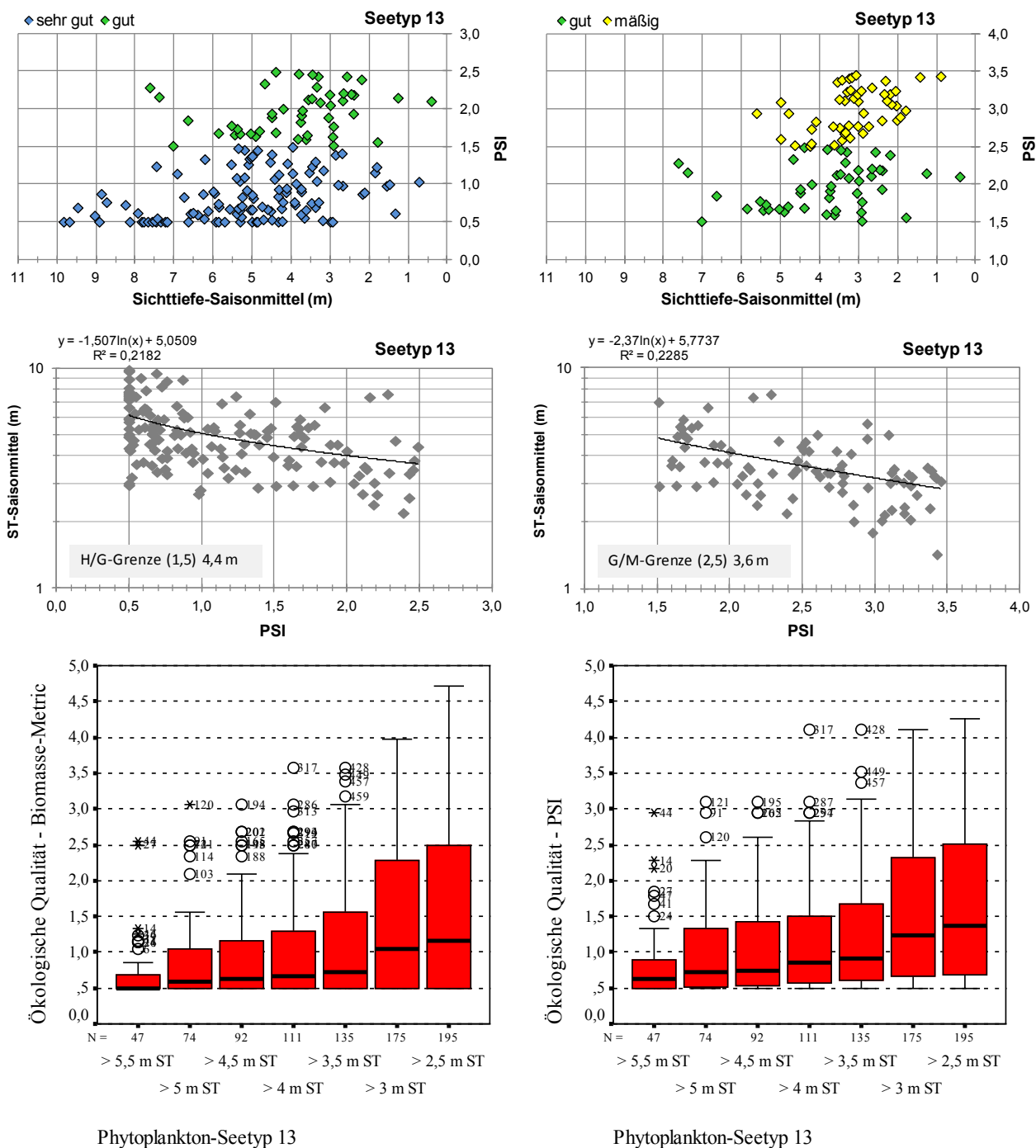
(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 67: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus In-Regression	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,25)	Wert aus In-Regression
Obere Grenze	1,5		(1,6)	1,9/1,6	1,7	1,0		(1,4)	1,3/1,1	1,3
Untere Grenze	2,2					2,0				
			Ergebnis:	2,5-1,6				Ergebnis:	1,6-1,2	

5.5.5 Geschichtete Tieflandseen

Seetyp 13 - geschichtete Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



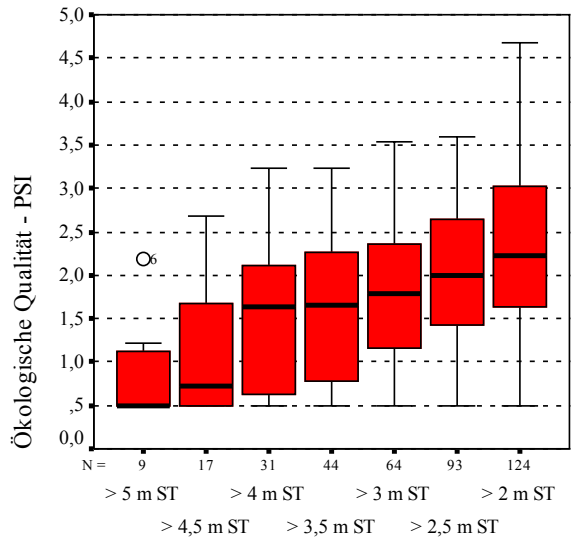
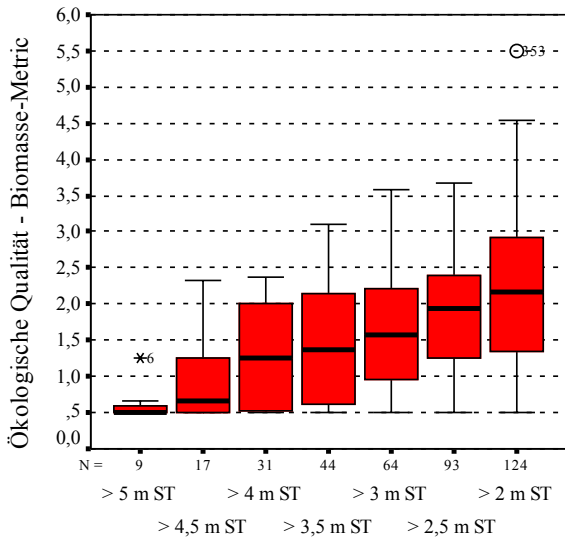
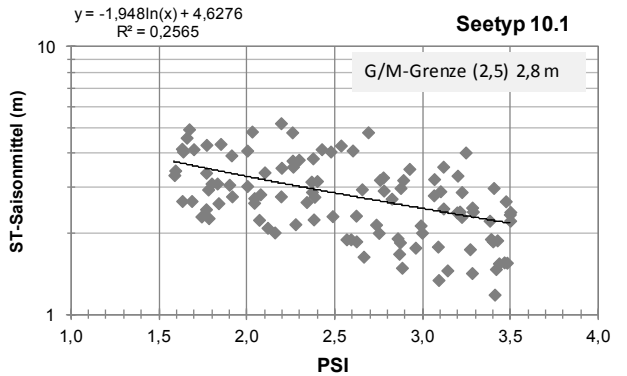
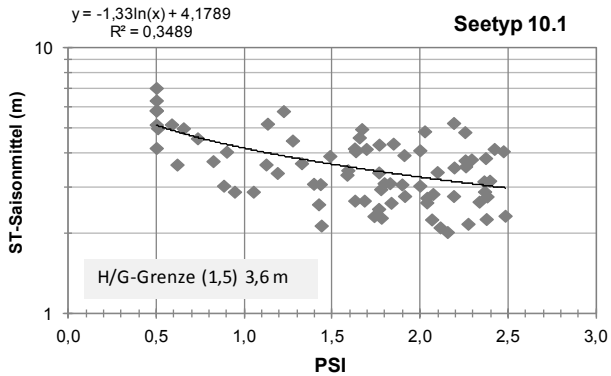
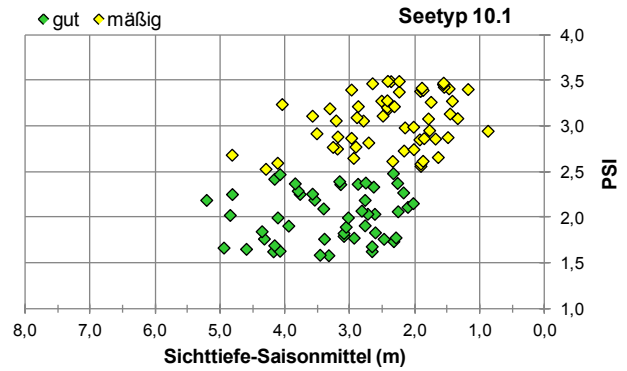
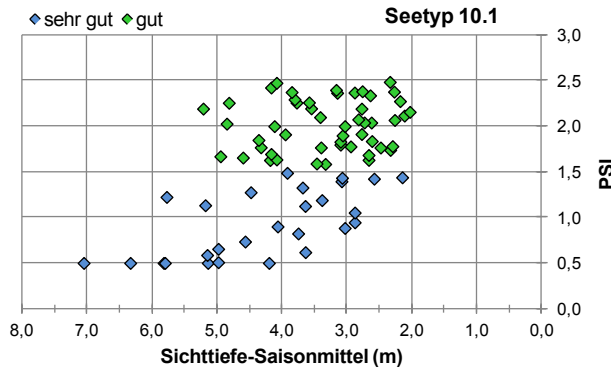
Phytoplankton-Seetyp 13

Phytoplankton-Seetyp 13

Tabelle 68: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 13	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	3,0	5,0	5,3	4,0	4,4	2,5	3,5	3,6	2,9	3,6
Untere Grenze	5,5	--				4,5	--			
			Ergebnis:	5,5-3,5				Ergebnis:	3,5-2,5	

Seetyp 10.1 – geschichtete Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



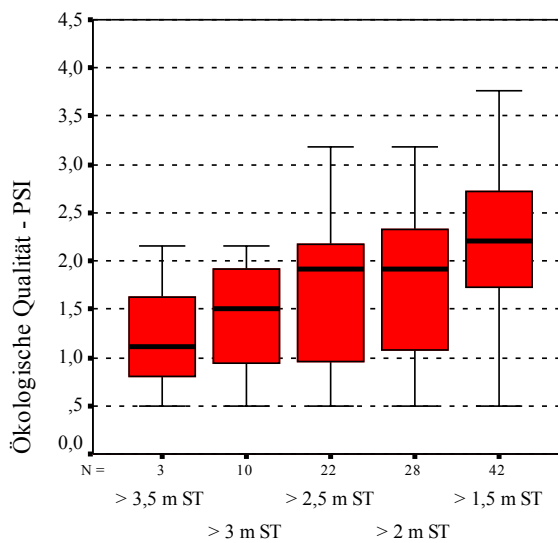
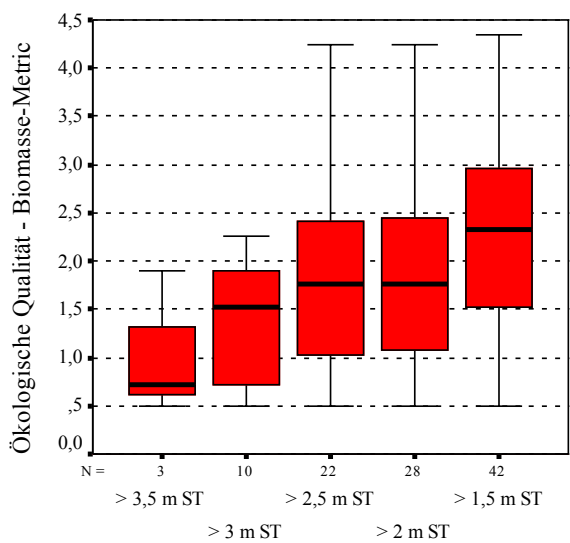
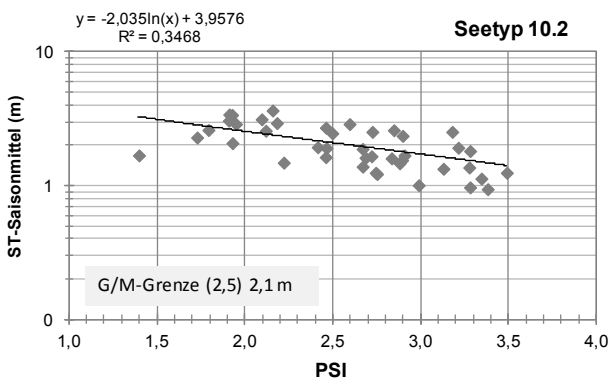
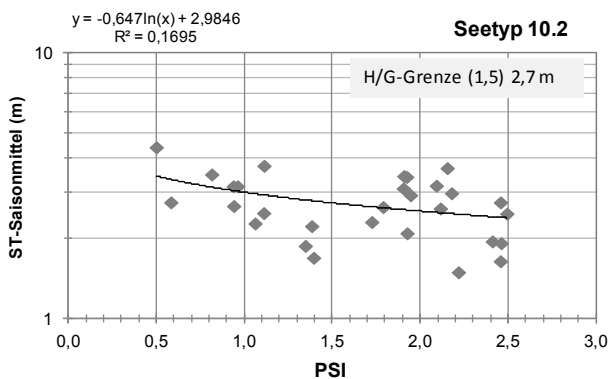
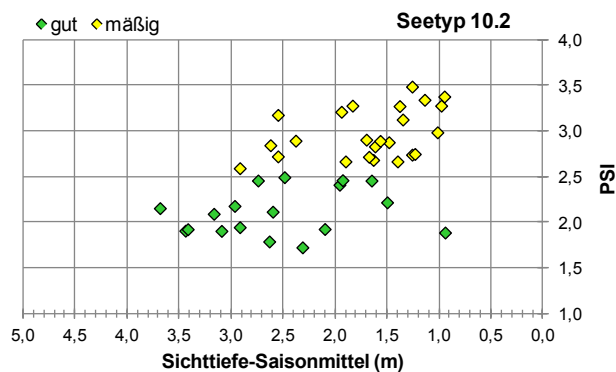
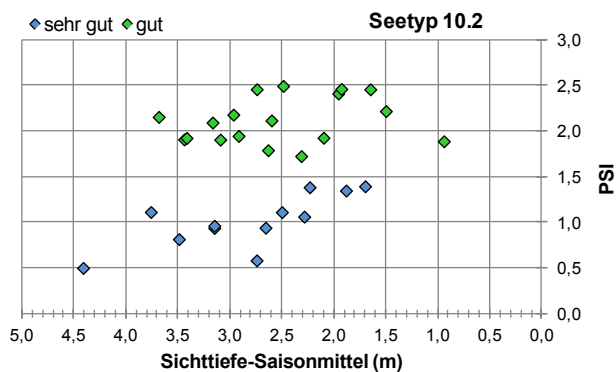
Phytoplankton-See

Phytoplankton-See

Tabelle 69: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,0)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,5)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	3,0	4,0	3,8	3,4	3,6	2,0	2,5	3,2	2,5	2,8
Untere Grenze	4,5	5,0				3,5	3,0			
			Ergebnis:	5,0-3,5				Ergebnis:	3,5-2,0	

Seetyp 10.2 – geschichtete Tieflandseen mit sehr großem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 10.2

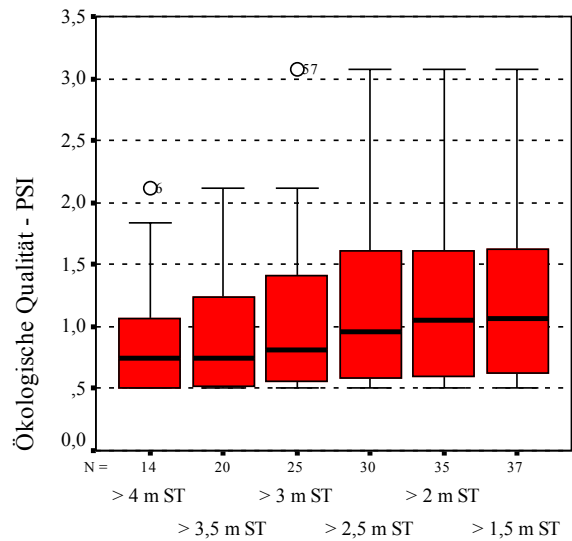
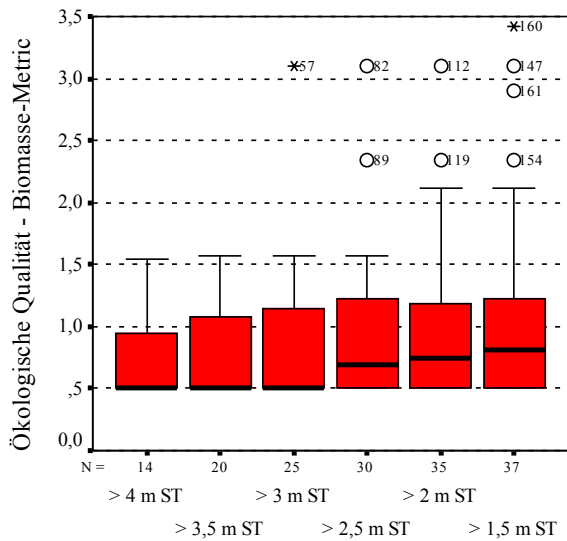
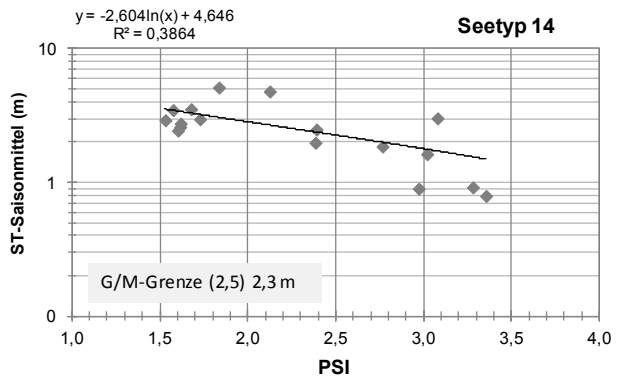
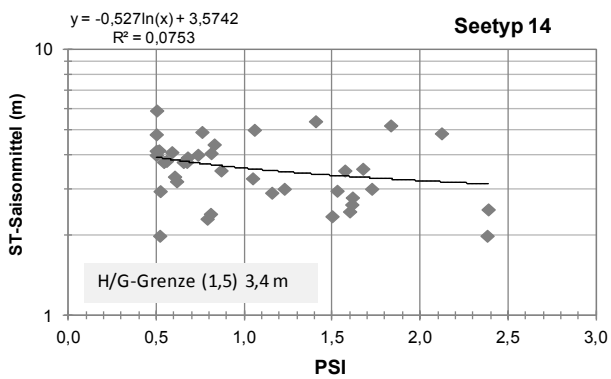
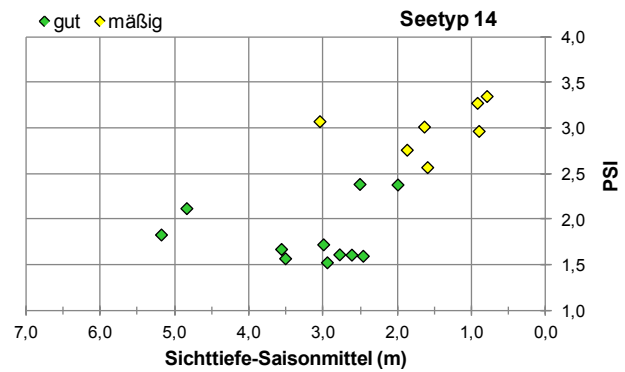
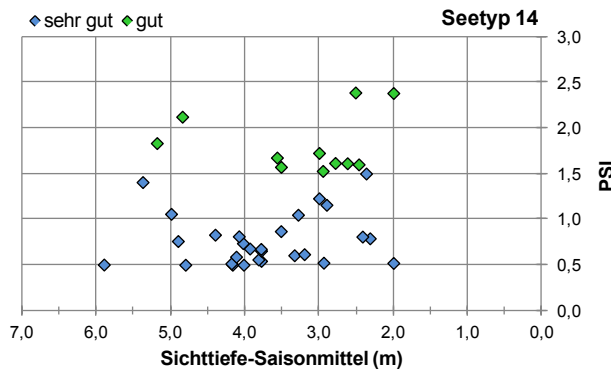
Phytoplankton-Seetyp 10.2

Tabelle 70: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	2,0	3,0	3,0	2,9	2,7	1,5	2,0	2,9	2,1	2,1
Untere Grenze	3,0	4,0				2,5	3,0			
			Ergebnis:	4,0-3,0				Ergebnis:	3,0-2,0	

5.5.6 Polymiktische Tieflandseen

Seetyp 14 – polymiktische Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



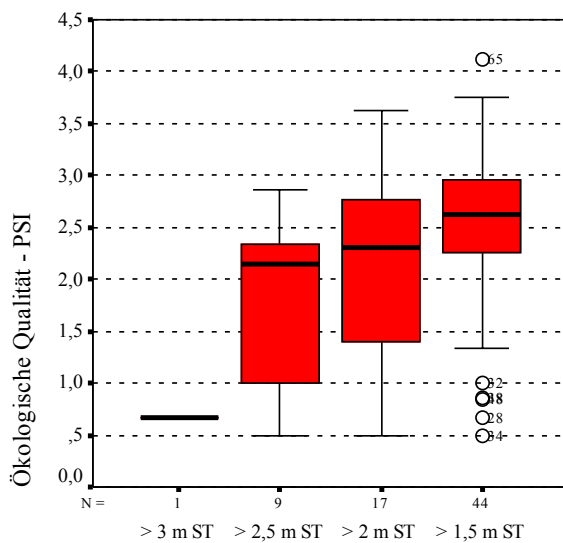
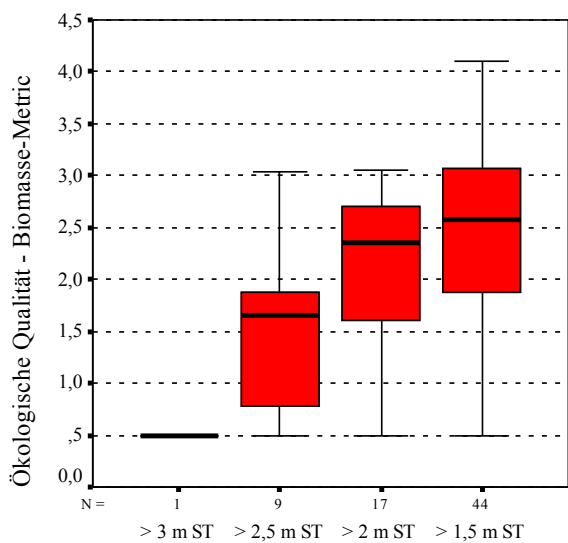
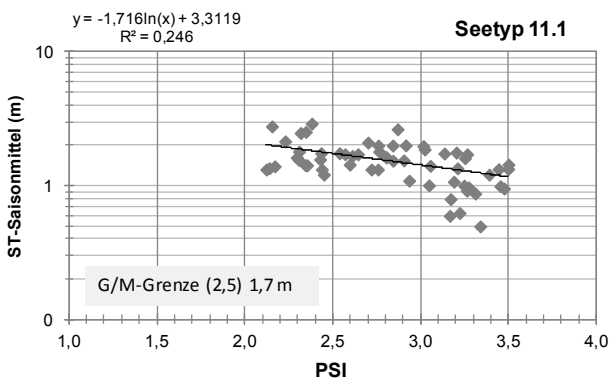
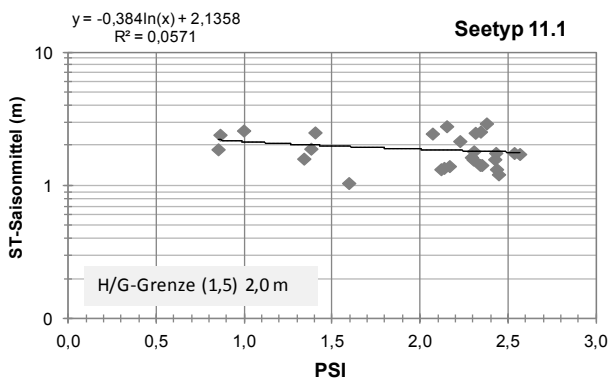
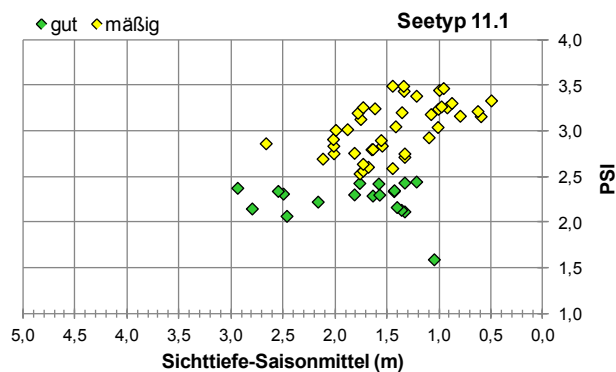
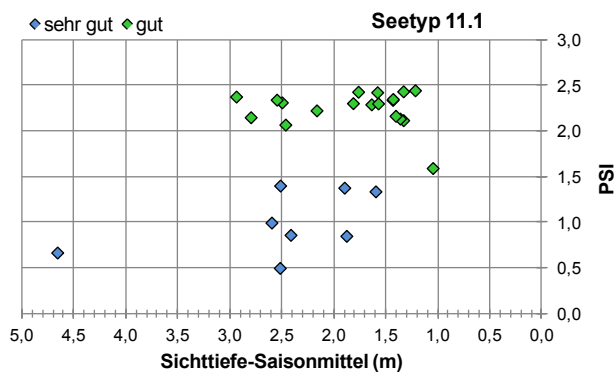
Phytoplankton-Seetyp 14

Phytoplankton-Seetyp 14

Tabelle 71: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 14	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	2,5	--	3,8	2,8/2,3	3,4	2,0	--	3,0	1,9/1,6	2,3
Untere Grenze	4,0	--				3,0	--			
			Ergebnis:	4,0-2,5				Ergebnis:	2,5-1,5	

Seetyp 11.1 – polymiktische Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



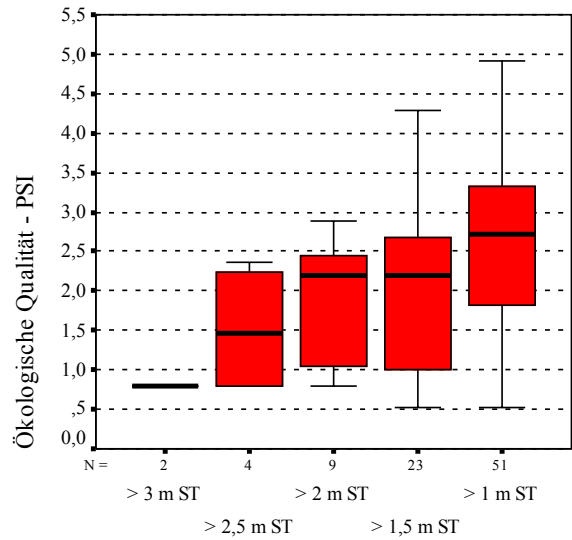
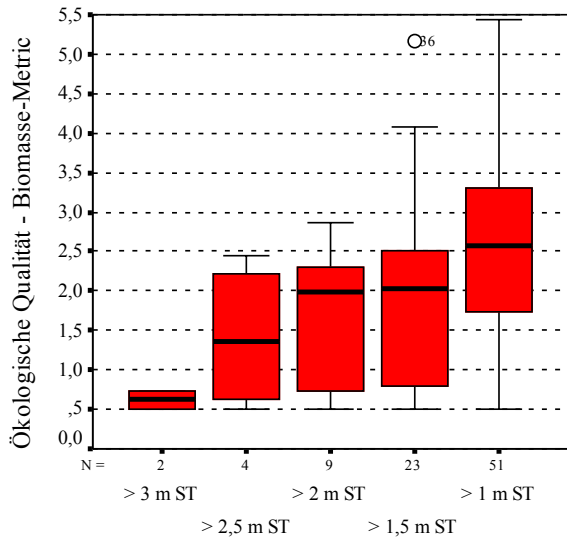
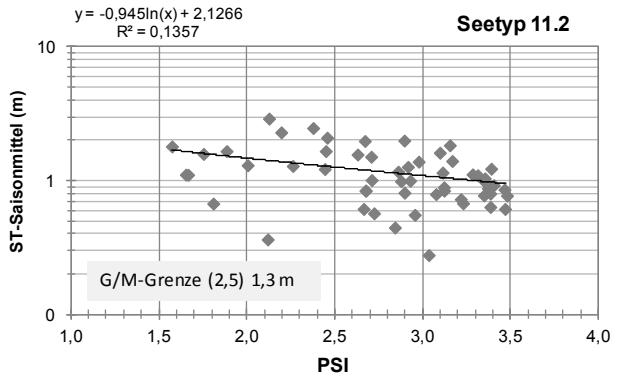
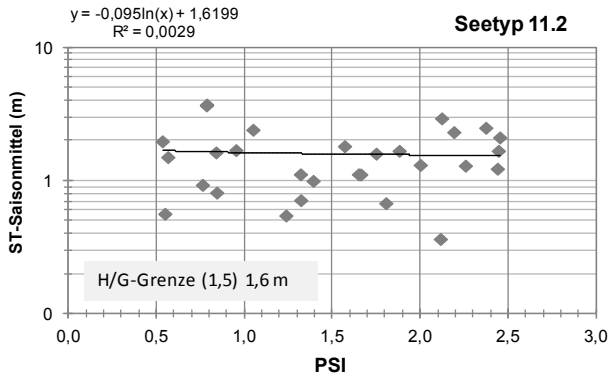
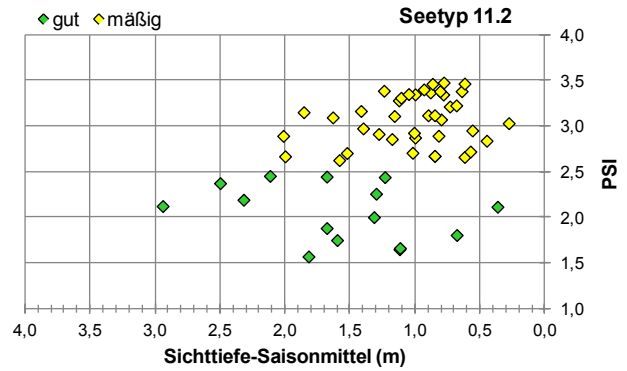
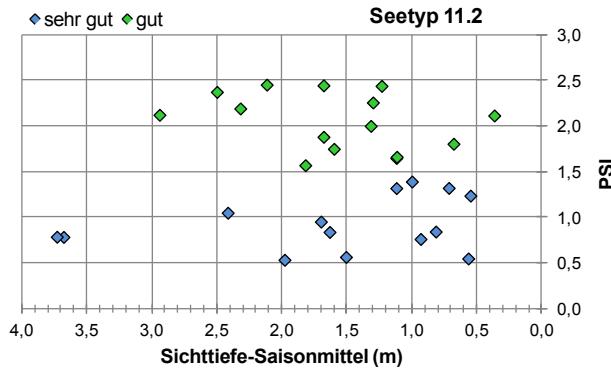
Phytoplankton-Seetyp 11.1

Phytoplankton-Seetyp 11.1

Tabelle 72: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,5)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,0)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	1,5	--	2,4	2,3/1,9	2,0	1,2	2,0	1,7	1,6/1,3	1,7
Untere Grenze	2,5	(3,0)				2,1	2,5			
			Ergebnis:	3,0-2,3				Ergebnis:	2,3-1,5	

Seetyp 11.2 – polymiktische Tieflandseen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m



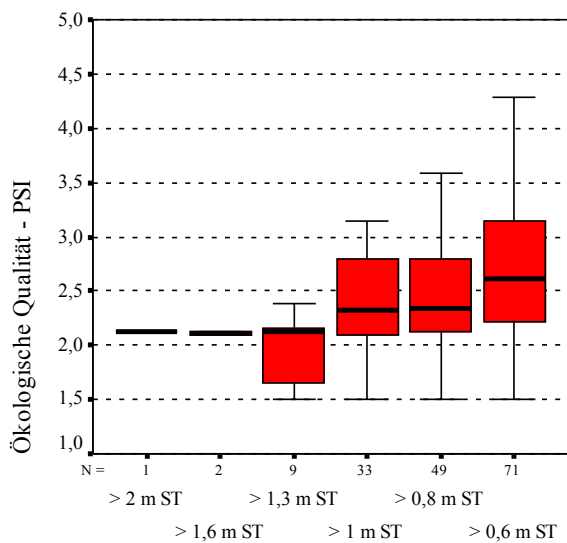
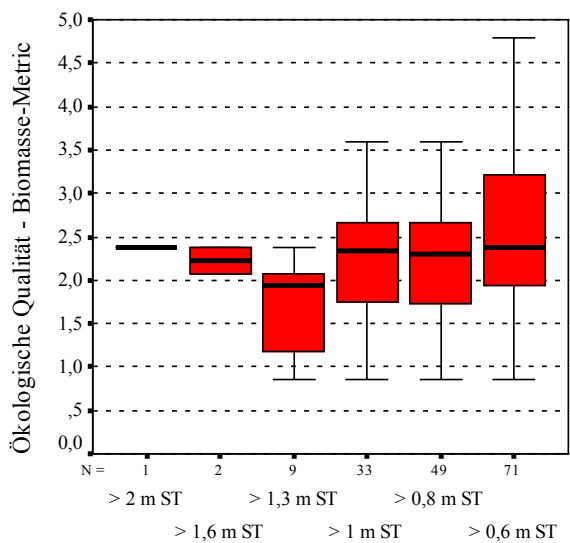
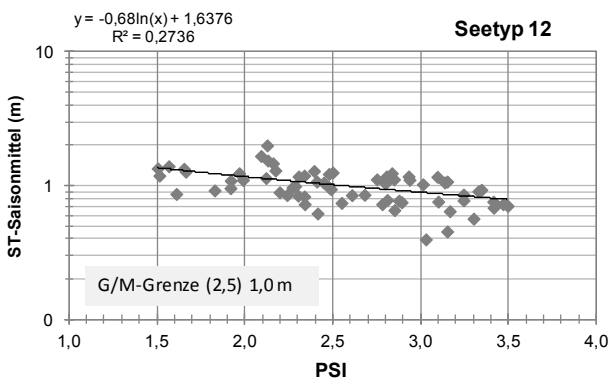
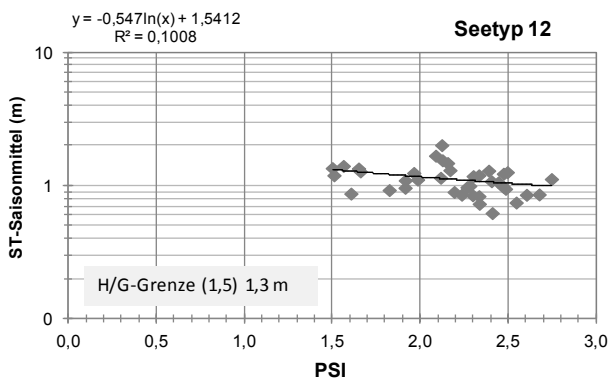
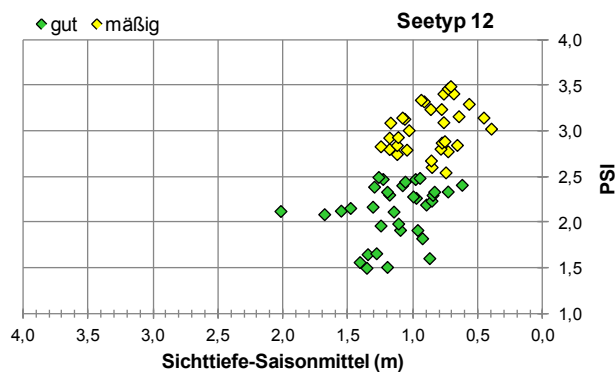
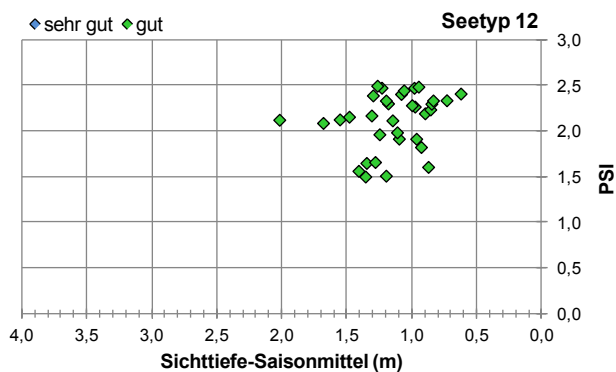
Phytoplankton-Seetyp 11.2

Phytoplankton-Seetyp 11.2

Tabelle 73: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	1,0	2,5	1,6	1,9/1,6	1,6	1,0	1,5	1,6	1,3/1,1	1,3
Untere Grenze	2,5	3,0				2,0	2,5			
			Ergebnis:	3,0-2,0				Ergebnis:	2,0-1,3	

Seetyp 12 – Flusseen mit einer mittleren Wasserverweilzeit zwischen 3 und 30 Tagen



Phytoplankton-Seetyp 12

Phytoplankton-Seetyp 12

Tabelle 74: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 12	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,5)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	2,0	--	1,4	1,6/1,3	1,3	0,6	1,0	1,1	1,1/0,9	1,0
Untere Grenze	--	--				1,3	1,3			
			Ergebnis:	2,5-1,5				Ergebnis:	1,2-0,8	

5.6 Erläuterungen zur Ermittlung der Sichttiefen-H&O-Werte

Obwohl die Sichttiefe als relativ einfach zu ermittelnde Summengröße für die Trübung des Seewassers durch Algen eine zur Phytoplankton-Biomasse redundante Messgröße darstellt, sind die Korrelationen zu Biomasse-Kenngrößen und dem PSI nicht so eng wie es vor dem theoretischen Hintergrund zu erwarten wäre.

Gerade bei den Alpen- und Voralpenseen aber auch z.B. bei den geschichteten Tiefland-Seetypen 10 und 13 ergeben sich über große Sichttiefenbereiche Überlappungen der ermittelten ökologischen Zustandsklassen. Die führt u.a. dazu, dass die Box-Plot-Darstellungen oft keine Hilfestellung für die Grenzwertfindung darstellen (s. z.B. Seetyp 1+2+3, 12 oder 14). Die Angaben zu den 75- und 95Perzentilen (für die Sichttiefe 10- und 25Perzentilen) waren wegen der Empfindlichkeit auf Streuungen ebenso nicht hilfreich und es wurden stattdessen die Medianwerte der "sehr guten" (H-Seen) sowie der "guten" Seen (G-Seen) errechnet und in die Ergebnistabellen integriert.

Für die drei Subtypen des polymiktischen MG-Typ 6 lagen wiederum nur sehr wenige Datensätze vor, so dass hier die typspezifische Ableitung teilweise an die Grenzen der polymiktischen TieflandSeetypen angelehnt wurde. Wiederum ist beim Seetyp 6.3 zu beachten, dass in dieser Gruppe die schnell durchflossenen Talsperren enthalten sind, welche oft als Hochwasserschutzsperrren dienen, bei Niederschlägen hydraulisch stark belastet sind und dann höhere nicht-Algen-bürtige Trübungen aufweisen können.

Beim Seetyp 12 musste der H/G-Übergangsbereich nahezu extrapoliert werden, da im Datensatz keine "sehr guten" Seen enthalten sind. In Zusammenhang mit den trophisch benachbarten Seetypen 11.1 und 11.2 wurden im Konzept plausible Grenzbereiche ermittelt.

Im Vergleich der Grenzbereiche der Seetypen untereinander fällt auf, dass die Seen in den Alpen und Voralpen und in den Mittelgebirgen öfter Trübungen aufweisen, die kaum noch in Zusammenhang mit der erreichten Trophie stehen und vor allem mineralischen Ursprungs sind. Die polymiktischen Seen gleicher Trophie weisen öfter ebenfalls etwas kürzere Sichttiefen auf als z.B. die geschichteten Tieflandseen. Diese Besonderheiten waren auch bei der Anpassung des Sichttiefen-Index der Trophie-Klassifizierung aufgefallen.

Aus den Kalbrationsdatensätzen mussten die noch zur Kiesgewinnung genutzten Baggerseen, an Fließgewässer angebundene Altarme sowie stark Huminstoff-gefärbte Seen meist eliminiert werden, wenn diese ohne Korrelation zur Algenbiomasse zu kurze Sichttiefen aufwiesen und die Grenzwertfindung behinderten. Umgekehrt sind die so abgeleiteten H&O-Grenzbereiche nicht auf die genannten "problematischen" Seen anwendbar.

5.7 H&O-Werte für die Kenngröße Sichttiefe (ST)

Die im Kap. 5.5 erarbeiteten ST-Übergangsbereiche sind in der Tabelle 75 zusammengestellt. Der polymiktische Alpen- und Voralpen-Seetyp 1 ist relativ schlecht im Datensatz repräsentiert, die Werte sind deshalb noch in Klammern gesetzt. Darüber hinaus wird er im bisherigen Konzept hinsichtlich der trophischen Anforderungen mit den geschichteten Seen des Voralpenlandes gleichgesetzt (s. Tabelle 6). In einem LAWA-Folgeprojekt soll geprüft werden, ob die bisherigen Grenzlegungen und Annahmen für die Alpen- und Voralpenseen im PhytoSee-Verfahren nach aktuellem Datenstand stimmige Ergebnisse liefern.

Tabelle 75: Ergebnisse der H&O-Wert-Ermittlung für die Kenngröße (Secchi-) Sichttiefe. Sortierung der Seetypen nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztrophie im Trophiespektrum (s. Tabelle 5).

Ökoregion	Seetyp Phytoplankton	Grenzbereiche Sichttiefe (m)	
		"sehr gut/gut" H/G-Grenze	"gut/mäßig" G/M-Grenze
Alpen	4	7,0-4,5	4,5-3,0
Voralpen	2+3	5,0-3,0	3,0-2,0
Alpen, Voralpen	1	(5,0-3,0)	(3,0-2,0)
Mittelgebirge	7+9	6,0-4,5	4,5-3,0
	5+8	5,5-4,0	4,0-3,0
	6.1	3,5-2,3	2,3-1,6
	6.2	3,0-2,0	2,0-1,5
	6.3	2,5-1,6	1,6-1,2
Norddeutsches Tiefland	13	5,5-3,5	3,5-2,5
	10.1	5,0-3,5	3,5-2,0
	10.2	4,0-3,0	3,0-2,0
	14	4,0-2,5	2,5-1,5
	11.1	3,0-2,3	2,3-1,5
	11.2	3,0-2,0	2,0-1,3
	12	2,5-1,5	1,2-0,8

Beschreibung der Seetypen s. Tabelle 4.

Der Vergleich mit Grenzwerten aus EU-Nachbarstaaten (u.a. WOLFRAM & DONABAUM 2009, F. BUZZI mündl. Mitteilung, CLAUSSEN *et al.* 2012) zeigt in Bezug auf vergleichbare Seetypen keine unplausiblen Ergebnisse. Die hier ermittelten Werte liegen im Feld der EU-Staaten in einem mittleren Bereich.

6 Zusammenfassung

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

Das **PhytoSee-Bewertungsverfahren** (PSI = PhytoSee-Index) wurde auf Basis von Praxistests und Anwender-Erfahrungen sowie Anforderungen aus der Europäischen Interkalibration weiter verbessert (MISCHKE *et al.* 2008, 2009a und 2010 und RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). In MISCHKE *et al.* (2010) konnte erstmals eine mögliche Einbeziehung von Zooplanktonbefunden im Entwurf vorgestellt werden. Mit den Zooplankton-Indices des PhytoLoss-Moduls soll die Phytoplankton-Bewertung abgesichert und im ökologischen Kontext besser interpretierbar sein (Zooplankton-Bericht im Anhang).

Die aktuellen Arbeiten umfassen einerseits Validierungen und Verbesserungen des PhytoSee-Index, andererseits wurde - ebenfalls basierend auf umfangreichen Vorarbeiten - die **LAWA-Trophieklassifizierung von Seen** (bisherige Veröffentlichungen LAWA 1999, 2001 und 2003) auf die Datenlage in den stetig angewachsenen trophisch orientierten Seendatenbanken angepasst.

Als Grundlage stand eine eigens erstellte **vereinigte Seen-Datenbank** zur Verfügung, welche aus den bisher isoliert geführten Datenbanken 1. für natürliche Seen von MISCHKE *et al.* (2010) und 2. für KEV-Seen von RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) zusammen gestellt wurde. Für die Überarbeitung der Trophieklassifizierung war die Erweiterung um Seen- und Trophiedaten meist kleinerer "Nicht-Wasserrahmen-Richtlinien-Seen" notwendig.

Beim PhytoSee-Index waren **Anpassungen des Biomasse-Metrics für Tieflandseen** unter Einbeziehung der Verhältnisse in den KEV-Seen Gegenstand der Arbeiten. Des Weiteren fanden umfangreiche **Anpassungen des Algenklassen-Metrics für Tieflandseen** statt. Hierbei wurde ermittelt, dass die natürlichen und KEV-Seen mit gemeinsamen Bewertungsmaßstäben behandelt werden können. Der nun strukturell vereinfachte Ansatz ist mit allen Details und Vergleichen zur bisher gültigen Bewertung in den entsprechenden Kapiteln dargestellt und diskutiert. Als Zwischenergebnis stehen Ansätze zur Trophieklassifizierung von Tieflandseen mit Algenklassen-Dominanzen oder -Biovolumina zur Verfügung, welche unabhängig vom PhytoSee-Index zur Trophie-Diagnose von Seen verwendet werden können.

Die überarbeiteten Metrics wurden gegeneinander hinsichtlich Konsistenz geprüft und die AK-Metrics wurde dann nochmals geringfügig angepasst. Anhand von Regressionsanalysen wurden neue Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex PSI ermittelt. Bei den Validierungen und Prüfungen fiel auf, dass der auf Indikatorarten basierende PTSI aufgrund der Änderungen der Kalibrationskenngrößen bzw. der Trophie-Klassifizierung einen partiellen Anpassungsbedarf aufweist. Im Moment werden die oligo- und mesotrophen Seen im Tiefland im Mittel zu schlecht eingestuft. Die Veränderungen des PSI zur Bewertung der Tieflandseen stehen nun auf dem Prüfstand der Anwender und der Bundeslandvertreter des LAWA-EK-Seen. Verbesserungsbedarf wird ggf. geprüft und umgesetzt und die Korrekturen werden im zukünftigen Bewertungstool PhytoSee 5.0 und in dem überarbeiteten Anwenderhandbuch enthalten sein.

Die Arbeitsaufgabe zur Verschneidung der Ergebnisse der Phytoplanktonbewertung mit den Phytobenthos & Makrophyten-Bewertungen sowie mit der Bewertung mit Makrozoobenthos konnte aus folgenden logistischen und zeitlichen Gründen nicht abgeschlossen werden: 1. Für diese Aufgabe hätten die überarbeiteten Versionen aller Bewertungen vorliegen müssen, die Verfahren wurden im Projektzeitraum jedoch noch überarbeitet. 2. Abstimmung von gemeinsamen Stressoren notwendig. 3. Datenbanktechnische Abstimmung und Harmonisierung der Stammdaten. Diese komplexe Aufgabe, die für Fließgewässer ein eigenes LAWA Projekt (ACP-Projekt O 3.12) in Anspruch nimmt, und in das die Experten aller Biokomponenten mit eingebunden werden müssen, wurde deshalb in Abstimmung mit dem LAWA Seen-Expertenkreis im Projekt zugunsten der Arbeiten am Phyto-See-Index sowie am LAWA Trophie-Index in ihrer Priorität hinten angestellt.

Die Indices des **PhytoLoss-Moduls** wurden an die Fragestellungen angepasst (s. Bericht im Anhang) und es werden Hilfen zur Interpretierbarkeit der Indices und Befunde in Hinsicht auf die Absicherung der Phytoplankton-Bewertung gegeben.

Aus der überarbeiteten Fassung des PhytoSee-Verfahrens erwuchs die Aufgabe die in der OGewV (2011) sowie in RIEDMÜLLER *et al.* (2010 und 2012 für RaKon LAWA-AO) bereits vorgestellten und veröffentlichten **Hintergrund- und Orientierungswerte** (H&O-Werte) für **Gesamtposphor** nach aktuellem Sachstand zu überprüfen. Des Weiteren sollten unter anderem mit Hilfe der Trophie-Klassifizierung Grenzwerte oder Grenzbereiche für den Parameter **Sichttiefe** erarbeitet werden. Für beide Parameter liegen Ergebnisse in Form von Grenz-Übergangsbereichen des "guten" Zustands vor. Die Grenzen wurden auf Basis verschiedener Methoden ermittelt, deren Ergebnisse zusammengeführt und anhand konzeptioneller Betrachtungen sowie Vergleichsliteratur plausibilisiert und angepasst. Zur Veröffentlichung der Grenzwerte der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter, welche in der Konzeption der WRRL im Aufgabenbereich der ökologischen Zustandsbewertung als unterstützende Qualitätselemente angesehen werden (OGewV 2011), wird weiterhin eine separate Veröffentlichung fortgeschrieben, welche im Anhang dieses Projektabschlussberichtes enthalten ist.

Tabelle 76: Seegruppen, welche in der Trophieklassifikation differenziert behandelt werden sowie deren Unterscheidungsmerkmale.

Seegruppe	Kürzel	See- fläche	mittlere Tiefe	Gewäs- serart	Öko- region	Beschreibung der Seegruppe
geschichtete AVA/MG-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	AVAMGgesch	> 5 ha	alle	ohne TS	AVA, MG	dominiert durch AVA-natS
geschichtete Talsperren (Stauseen, Speicher)	geschTS	> 5 ha	alle	nur TS	alle	dominiert durch MG-TS
geschichtete TL-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	TLgesch	> 5 ha	alle	alle	TL	dominiert durch natS, daneben BS und TBS
geschichtete Kleinseen ≤ 5 ha	geschklein	≤ 5 ha	alle	alle	alle	dominiert durch TL-natS
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe > 3 m	polygr3m	alle	> 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe ≤ 3 m	polykl3m	alle	≤ 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein

natS = natürliche Seen, BS = Baggerseen, TBS = Tagebauseen, TS = Talsperren, poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, AVA = Alpen (A) und Voralpen (VA), MG = Mittelgebirge, TL = Norddeutsches Tiefland

Den **Anpassungen in der Trophie-Klassifizierung** gingen Analysen der bisherigen Klassifizierungsansätze und bestehender Defizite voraus. Das neue Klassifizierungssystem wurde auf verschiedene Weisen validiert und in einem iterativen Prozedere optimiert. Die Klassifizierung findet in sechs zu differenzierenden Seegruppen statt (s. Tabelle 76). Für die Gruppen, die sich im Wesentlichen in ihrer Produktivität unterscheiden, stehen für die Trophie-Kenngrößen Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtposphor (Saisonmittel- und Frühjahrswert) eigene Klassifikationsformeln zur Verfügung. Die Gewichtungsfaktoren der Einzel-Indices zur Berechnung des Gesamt-Index sind ebenfalls Seegruppen-spezifisch abgeleitet. Des Weiteren wurde eine ausführliche Dokumentation zu Veränderungen gegenüber dem alten Trophie-Index durchgeführt.

Um die Ergebnisse des vorliegenden Projektes zu dem überarbeiteten Trophie-Index anwenderfreundlich umzusetzen, sollen Arbeitshilfen in Form eines einfachen Access-Berechnungstools und eines Handbuchs erstellt werden, welche dem Anwender sowohl eine EDV-gestützte Auswertung als auch eine händische Ermittlung des Trophie-Index ermöglichen.

7 Verwendete Abkürzungen und Glossar

AVA = Alpen- und Voralpen.

AWB = artificial waterbodies, künstliche Wasserkörper.

Biomasse-Index (BM-Index): Mittelwert aus Chl a- und BV-Index, eine Trophie-Klassifikationsgröße.

Biomasse-Metric (BM-Metric): Einzelmetric des PSI, dessen Ergebnis in der Skala der ökologischen Qualität von 1-5 angegeben ist.

BS = Baggersee.

BV-Index = Trophie-Klassifizierungs-Index mit Phytoplankton-Biovolumen nach MISCHKE *et al.* (2010) basierend auf dem Saisonmittelwert.

Chl a-Index = Chlorophyll a-Index. Teil-Index des Trophie-Index (LAWA 1999), in der neuen Überarbeitung basierend auf dem Saisonmittelwert (→ ChlaSais).

gesch = Schichtungstyp geschichtet.

G/M = Grenze zwischen den ÖZK "gut" und "mäßig" (engl. "good" und "moderate").

H&O-Werte = Hintergrund- und Orientierungs-Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter (z.B. Sichttiefe oder Nährstoffe), welche als die Bewertung unterstützende Qualitätskomponenten gelten. Die Hintergrundwerte bezeichnen die H/G-Grenzen (u.a. OGEWV 2011), die Orientierungs-Werte die G/M-Grenze.

H/G = Grenze zwischen den ÖZK sehr gut und gut (engl. "high" und "good").

HMWB = heavily modified waterbodies, erheblich veränderte Wasserkörper, hier Seen.

KEV = künstliche und erheblich veränderte Gewässer.

klein oder **kleiner 5 ha** = Kleinseen mit einer Seefläche ≤ 5 ha.

k-Suffix = kennzeichnet künstliche oder erheblich veränderte Seen in den Seetypen des Tieflands.

MG = Mittelgebirge.

M/P = Grenze zwischen den ÖZK mäßig und unbefriedigend (engl. "moderate" und "poor").

natS = natürliche Seen.

ÖP = Ökologisches Potenzial, ist Bezeichnung der Bewertung bei AWB und HMWB und ist analog zur ÖQ und zum Ökologischen Zustand eine kontinuierliche Bewertungszahl von 0,5-5,5.

ÖQ = Ökologische Qualität, kontinuierliche Bewertungszahl von 0,5-5,5.

ÖQ <Trophieklassifizierungs-> Index = Ökologische Qualität, welche aus einem Klassifizierungs-Index (z.B. TP-Index, BV-Index, Chl a-Index) errechnet wurde, gemäß der Formel:

$\text{ÖQ} = 0,5 + (\text{Klassifizierungs-Index} - \text{trophischer Referenzwert des jeweiligen Seetyps}) \times 2.$

ÖZK = Ökologische Zustandsklasse, Bewertungszahl ganzzahlig von 1 bis 5.

P/B = Grenze zwischen den ÖZK unbefriedigend und schlecht (engl. "poor" und "bad").

poly = Schichtungstyp polymiktisch.

PP = Phytoplankton.

ST = Sichttiefe (m), STSais = Sichttiefen-Saisonmittelwert.

TBS = Tagebauseen.

TL = norddeutsches Tiefland.

TP-Index = Gesamtphosphor-Index (Teil-Index des Trophie-Index), welcher in der überarbeiteten Version auf dem Saisonmittelwert TPSais basiert (s. Kap. 3.2.2).

TPF = Gesamtphosphor-Frühjahrswert in polymiktischen Seen, Trophie-Kenngröße im System der Trophieklassifikation.

TPZ = Gesamtphosphor-Wert in geschichteten Seen zum Zeitpunkt der Vollzirkulation (Frühjahr empfohlen, alternativ ggf. Herbst möglich), Trophie-Kenngröße im System der Trophie-Klassifikation.

TP-BM-Index: Mittelwert aus TP-Index und Biomasse-Index, wird z.T. zur Herleitung und Validierung der Bewertungs-Metrics des PSI-Verfahrens, insbesondere des Algenklassen-Metrics verwendet.

TS = Talsperre.

VQ = Volumenquotient (Einzugsgebiet (m²)/Seevolumen (m³)), Einheit (m⁻¹).

VTQ = Volumen-Tiefen-Quotient (Einzugsgebiet (m²)/Seevolumen (m³) / mittlere Tiefe (m), Einheit (m⁻²).

Begriffsdefinitionen und Erläuterungen wurden aus der folgenden Literatur entnommen: DIN (1991), EU (2000) (dt. Übersetzung), CIS 2.2 – HMWB (2002) (dt. Übersetzung), IRMER *et al.* (2003), LAWA (2003b).

Altarm: Durch künstliche Flussbegradigung oder natürliche Flusslaufverlagerung eines Flusses entstandenes Gewässer, das noch eine permanente Anbindung an den Flusslauf besitzt.

Altwasser: Durch künstliche Flussbegradigung oder natürliche Flusslaufverlagerung eines Flusses entstandenes Gewässer, das nur noch temporär eine Anbindung an den Flusslauf besitzt.

Baggersee: Künstliches Abgrabungsgewässer als Folge von Sand- oder Kiesgewinnung im Grundwasserleiter.

Erheblich veränderter Wasserkörper: Aufgrund von Nutzungsansprüchen physikalisch und in seinem Wesen stark veränderter natürlicher Wasserkörper, für den gemäß WRRL als Umweltziel nicht der gute ökologische Zustand sondern ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen ist. Dieses berücksichtigt die spezifizierten Nutzungen (s.u.), welche nicht erheblich durch die ökologischen Verbesserungsmaßnahmen eingeschränkt sein dürfen. Sofern belegt werden kann, dass im Rahmen des Bewirtschaftungsplans (innerhalb 15 Jahre nach Inkrafttreten der WRRL) zumindest der gute ökologische Zustand erreicht werden kann, erfolgt gemäß CIS 2.2 – HMWB (2002) keine Ausweisung als "erheblich verändert". Die erheblichen hydromorphologischen Veränderungen durch den Menschen müssen umfassend/weit verbreitet oder tiefgreifend oder sehr offensichtlich sein und treten somit weder temporär noch periodisch auf.

Fischteich: Künstlich angelegter, ablassbarer Teich zur Haltung von Nutzfischen.

Gewässerart: Im vorliegenden Projekt verwendeter Begriff zur Unterscheidung der Bezeichnungen Talsperre, Tagebausee, Teich, Baggersee etc. .

Gewässerkategorie: Die Gewässerkategorien nach WRRL unterscheiden Seen, Flüsse, Übergangsgewässer und Küstengewässer.

Gutes ökologisches Potenzial (GÖP): Umweltziel für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper, welches in seinen Werten für die einschlägigen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten für das höchste ökologische Potenzial abweicht (s. höchstes ökologisches Potenzial unten). Gleichzeitig ist auch der gute chemische Zustand zu erreichen (§ 6 OGeWV 2011)

Höchstes ökologisches Potenzial (HÖP): Höchste erzielbare ökologische Gewässergüte für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper, "nachdem alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung getroffen wurden, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die entsprechende spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben" (CIS 2.2 – HMWB 2002). Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten sollen soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp entsprechen, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist. "Die technische Durchführbarkeit sowie die Kosten (d.h. Kapitalkosten), die mit der Umsetzung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung verbunden sind, werden bei der Festlegung der Werte für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potenzials nicht berücksichtigt." (CIS 2.2 – HMWB 2002)

Künstliche Wasserkörper: Ein von Menschhand geschaffener Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung, Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers entstanden ist. Künstliche Wasserkörper können als natürliche Gewässer oder als künstliche Gewässer ausgewiesen werden (CIS 2.2 – HMWB 2002, LAWA 2003). Künstliche Gewässer, die bereits im sehr guten oder guten Zustand sind, werden nicht mit ökologischen Potenzialen bewertet, sondern können als natürliche Gewässer des ähnlichsten Seetyps gelten. Eine Ausweisung als k.W. ist demnach nur notwendig, wenn dieser den guten ökologischen Zustand nicht erreichen kann oder

nur mit Verbesserungsmaßnahmen erreichen könnte, welche die spezifizierten Nutzungen bedeutend einschränken oder die Umwelt im weiteren Sinne beeinträchtigen. Künstliche Wasserkörper können per Definition nicht als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden. Beispiele: Baggerseen, Tagebauseen, Teiche, künstlich angelegte Stauseen oder Speicher im Nebenschluss (gespeist mit Überleitungswasser), Hafenbecken. Talsperren im Hauptschluss eines Fließgewässers sind **keine** künstlichen Wasserkörper.

Nutzbringende Ziele: Die Vorteile, die aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften eines Wasserkörpers resultieren z.B. Schifffahrtskanäle. Hierzu können Vorteile, die sich aus der spezifizierten Nutzung ergeben, und die Vorteile für die Umwelt zählen.

Ökologischer Qualitätsquotient (engl. EQR = ecological quality ratio): Numerischer Wert zwischen 0 (schlechteste Klasse) und 1 (beste Klasse), der die Abweichung des Bewertungsergebnisses vom Referenzzustand beschreibt.

See: Stehendes oder nahezu stehendes oberirdisches Gewässer, dessen beckenartiges Gewässerbett durch geologische Vorgänge oder künstliche Maßnahmen entstanden ist.

Spezifizierte Nutzung: Wassernutzungen gemäß Artikel 4(3)(ii)-(v) der EU (2000) wie Schifffahrt einschl. Hafenanlagen, Freizeit, Wasserkraft, Trinkwasserversorgung, Bewässerung, Wasserregulierung, Schutz vor Überflutungen, Landentwässerung und weitere wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen.

Staubecken: Vom Absperrbauwerk und Gelände umschlossener Raum zum Stauen von Wasser.

Stausee: Durch Abdämmung der ursprünglichen Vorflut entstandener See.

Tagebausee: Durch Tagebau entstandener künstlicher See, in Deutschland in der Regel Braunkohleabbau.

Talsperre: Durch Aufstau eines Fließgewässers entstandener Wasserkörper, welcher über den Querschnitt des Wasserlaufes hinaus in der Regel den gesamten Talquerschnitt absperrt. T. haben im Sinne der WRRL einen Kategorienwechsel vom Fluss- zum Seewasserkörper durchlaufen. Sie werden per Definition deshalb zunächst als erheblich veränderte Fließgewässer betrachtet, zur Bewertung jedoch der am besten vergleichbaren Oberflächengewässerkategorie – den Seen – zugeordnet. Für das weitere Bewertungsprozedere ist für die meisten Mittelgebirgstalsperren keine Zuordnung zu dem ähnlichsten natürlichen Seetyp möglich, da die Mittelgebirgstypen größtenteils durch Talsperren repräsentiert sind (MATHES *et al.* 2002). Diese T. müssen somit zur Herleitung des seetypspezifischen Referenzzustandes herangezogen werden, der bei der späteren Bewertung dem höchsten ökologischen Potenzial entsprechen kann, aber nicht zwingend muss.

Teich: Künstlich geschaffener See geringer Tiefe, der durch eine Ablassvorrichtung entleert werden kann. Eine thermische Schichtung des Wasserkörpers tritt nur selten oder nicht ein. T. werden oft fischereilich bewirtschaftet.

Tümpel: Meist kleines und flaches, periodisch austrocknendes Gewässer.

Weiber: Natürlich entstandener oft kleiner See geringer Tiefe, der potenziell über die gesamte Fläche mit Makrophyten besiedelt werden kann. Eine thermische Schichtung des Wasserkörpers tritt nur selten oder nicht ein.

8 Literatur

- BIRK, S. (2010): Overview report of biological assessment methods used in national WFD monitoring programs. SECOND DRAFT - Methods for lakes - 18 March 2010 exported from the WaterView2 - Database on assessment methods for lakes, rivers, coastal and transitional waters in Europe WISER Workpackage 2.2 - <http://www.wiser.eu>
- CIS 2.2 – HMWB (2002): Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance Document No. 4. Common Implementation Strategy for the water framework directive (2000/60/EC). 118 S.
- CLAUSSEN, U., MÜLLER, P., ARLE, J. (2012): WFD CIS ECOSTAT WG A Report "Comparison of Environmental Quality Objectives, Threshold values or Water Quality Targets Set for the Demands of the European Water Framework Directive". Stand 29.02.2012, 27 S.
- DIN (1991): Wasserwesen. Begriffe. Normen. DIN-Taschenbuch 211. 2. Auflage. Beuth Verlag Berlin Köln, 388 S.
- DOLMAN, A. & WIEDNER, C. (2013): Statistische Analysen der Datenbank. Modul 1: Stickstoff als Steuergröße des Phytoplanktons. In: Jahresbericht 2012: Nitrolimit – Stickstofflimitation in Binnengewässern. Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? 160 S.
- EU COMMISSION (2011): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 14 Guidance document on the Intercalibration process 2008-2011 Technical Report - 2011 – 045 DOI : 10.2779/99432 Download: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/intercalibration_1/_EN_1.0_&a=d
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2008): Entscheidung 2008/915/EG der Kommission vom 30. Oktober 2008 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, 2008. Aktenzeichen K(2008) 6016).
- EUROPEAN UNION (EU) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., ECKERT, B., TWORECK, A. & LEBMANN, D. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. Abschlussbericht LAWA-Projekt Nr. O 3.06, 100 S.. Stand 2. März 2009.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:332:0020:01:DE:HTML>
- IRMER, U., BLONDIK, K., RECHENBERG, B. (2003): Typologie für Standgewässer in Deutschland nach WRRL. Arbeitspapier Umweltbundesamt, Berlin 18.11.2003. 3 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuchverlag, Berlin. 43 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003a): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 27 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003b): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitsexemplar, Bearbeitungsstand 30.04.2003.
- LAWA-Expertenkreis Seen (2012): Bewertung des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Seen. Arbeitspapier im Auftrag des ständigen Ausschusses Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Stand Oktober 2012.
- LEBMANN, D. & NIXDORF, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 85 S.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: NIXDORF, B. & R. DENEKE (Hrsg.): Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband: 15-24.
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03: 1-367.
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MAETZE, A., FISCHER, F. (2011): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Stand September 2011. <http://www.lfu.bayern.de>.

- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & DENEKE, R. (2010): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. LAWA-Projekt O 9.09, 16.07.2010 IGB Berlin. 68 S. zzgl. Anhänge.
- MISCHKE, U., BÖHMER, J. & RIEDMÜLLER, U. (2009b): Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach MISCHKE *et al.* (2009) und HOEHN *et al.* (2009) für die Bewertung von natürlichen Seen, AWB und HMWB gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie mit Anleitung zur Verwendung und Vorgaben für die Eingangsdaten „Formatvorlage_PhytoSee_Auswertungsprogramm_5_09.xls“. Stand 20.05.2009. Kostenloser Internet Download: <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html>
- MISCHKE, U. & KUSBER, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html> (Stand 25.05.2009).
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, Februar, 2008. 104 S. + Anlagen. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/>.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2009a): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA O 9.08 06.05.2009 IGB Berlin. S. 79.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., SCHÖNFELDER, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – Methodische Grundlagen. III-4.3.1. Erg. Lfg. 4/10: 1-24.
- NIXDORF, B., U. MISCHKE, E. HOEHN, & U. RIEDMÜLLER (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Stand März 2006. 189 S. und Anhänge mit Probenahme-Vorschrift.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. & MISCHKE, U. (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozöosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß EU-WRRL. In: MISCHKE, U. & NIXDORF, B. (2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Gewässerreport Nr. 10 BTU Cottbus-AR 2/2008.
- OECD (1982): siehe VOLLENWEIDER & KEREKES (1982).
- OGEWV (Oberflächengewässerverordnung) (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil 1 Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011, S. 1429.
- PHILLIPS, G., SKJELBRED, B., MORABITO, G., CARVALHO, L., SOLHEIM, A.L., ANDERSEN, T., MISCHKE, U., DE HOYOS, C. & BORICS, G. (2010): WISER Deliverable D3.1-1: Report on phytoplankton composition metrics, including a common metric approach for use in intercalibration by all GIGs. Download: <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 120 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & MISCHKE, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. 6 S.
- TGL 27885/07 in: Fachbereichsstandard (1982): "Nutzung und Schutz der Gewässer – stehende Binnengewässer – Klassifizierung". TGL 27885/07, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, 16 S.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Paris, 154 S.
- WILLBY, N. & BIRK, S. (2010a): Comparability criteria for intercalibration phase 2. University of Stirling, University of Duisburg-Essen, 25 S., PDF.
- WILLBY, N. & BIRK, S. (2010b): A case study of three techniques for assessing comparability of national methods of ecological classification. University of Stirling, University of Duisburg-Essen, 49 S., PDF.
- WOLFRAM, G., DONABAUM, K. (2009): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRR. Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen. Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Lebensministerium.at, ISBN 978-3-85174-069-1. 52 S.

9 Anhang

9.1 Trophieklassifizierung – Index-Zuweisung für die Parameter in Tabellen

Tabelle 77: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Seen der Alpen, Voralpen und des Mittelgebirges.

Seegruppe:	AVAMGgesch	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
oligotroph	0,5	0,9	8,9	4	3
	0,6	1,0	8,4	4	4
	0,7	1,2	7,9	5	4
	0,8	1,3	7,4	5	4
	0,9	1,5	6,9	6	5
	1,0	1,7	6,5	6	6
	1,1	1,9	6,1	7	6
	1,2	2,1	5,7	8	7
	1,3	2,4	5,3	9	8
	1,4	2,7	5,0	10	9
mesotroph 1	1,5	3,0	4,7	11	10
	1,6	3,4	4,4	12	11
	1,7	3,8	4,1	13	13
	1,8	4,3	3,9	15	14
	1,9	4,8	3,6	17	16
mesotroph 2	2,0	5,4	3,4	18	18
	2,1	6,0	3,2	20	20
	2,2	6,8	3,0	23	23
	2,3	7,6	2,8	25	25
	2,4	8,6	2,6	28	29
eutroph 1	2,5	9,6	2,5	31	32
	2,6	11	2,3	35	36
	2,7	12	2,2	38	40
	2,8	14	2,0	43	45
	2,9	15	1,9	47	51
eutroph 2	3,0	17	1,8	53	57
	3,1	19	1,66	58	64
	3,2	22	1,56	65	72
	3,3	25	1,46	72	81
	3,4	28	1,37	80	90
polytroph 1	3,5	31	1,28	89	102
	3,6	35	1,20	99	114
	3,7	39	1,13	109	128
	3,8	44	1,06	122	144
	3,9	49	0,99	135	161
	4,0	56	0,93	150	181

Tabelle 78: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Talsperren alle Ökoregionen.

Seegruppe:	geschTS	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
oligotroph	0,5	0,9	8,9	4	3
	0,6	1,0	8,4	4	4
	0,7	1,2	7,9	5	4
	0,8	1,3	7,4	5	4
	0,9	1,5	6,9	6	5
	1,0	1,7	6,5	6	6
	1,1	1,9	6,1	7	6
	1,2	2,1	5,7	7	7
	1,3	2,4	5,3	8	8
	1,4	2,7	5,0	9	9
	1,5	3,0	4,7	10	10
mesotroph 1	1,6	3,4	4,4	11	11
	1,7	3,8	4,1	12	12
	1,8	4,3	3,9	13	14
	1,9	4,8	3,6	14	15
	2,0	5,4	3,4	16	17
mesotroph 2	2,1	6,0	3,2	17	19
	2,2	6,8	3,0	19	22
	2,3	7,6	2,8	21	24
	2,4	8,6	2,6	23	27
	2,5	9,6	2,5	25	31
eutroph 1	2,6	11	2,3	28	35
	2,7	12	2,2	30	39
	2,8	14	2,0	33	43
	2,9	15	1,9	37	49
	3,0	17	1,8	40	55
eutroph 2	3,1	19	1,66	44	61
	3,2	22	1,56	49	69
	3,3	25	1,46	53	77
	3,4	28	1,37	59	86
	3,5	31	1,28	64	97
polytroph 1	3,6	35	1,20	71	108
	3,7	39	1,13	78	121
	3,8	44	1,06	85	136
	3,9	49	0,99	94	153
	4,0	56	0,93	103	171

Tabelle 79: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Seen (größer als 5 ha) im norddeutschen Tiefland.

Seegruppe	TLgesch	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
oligotroph	0,5	0,9	8,9	6	5
	0,6	1,0	8,4	6	5
	0,7	1,2	7,9	7	6
	0,8	1,3	7,4	7	7
	0,9	1,5	6,9	8	7
	1,0	1,7	6,5	9	8
	1,1	1,9	6,1	10	9
	1,2	2,1	5,7	10	10
	1,3	2,4	5,3	11	11
	1,4	2,7	5,0	13	12
	1,5	3,0	4,7	14	13
mesotroph 1	1,6	3,4	4,4	15	15
	1,7	3,8	4,1	17	16
	1,8	4,3	3,9	18	18
	1,9	4,8	3,6	20	20
	2,0	5,4	3,4	22	22
mesotroph 2	2,1	6,0	3,2	24	24
	2,2	6,8	3,0	26	27
	2,3	7,6	2,8	28	30
	2,4	8,6	2,6	31	33
	2,5	9,6	2,5	34	36
eutroph 1	2,6	11	2,3	37	40
	2,7	12	2,2	41	45
	2,8	14	2,0	45	49
	2,9	15	1,9	49	55
	3,0	17	1,8	54	61
eutroph 2	3,1	19	1,66	59	67
	3,2	22	1,56	65	74
	3,3	25	1,46	71	82
	3,4	28	1,37	77	91
	3,5	31	1,28	85	100
polytroph 1	3,6	35	1,20	93	111
	3,7	39	1,13	102	123
	3,8	44	1,06	111	136
	3,9	49	0,99	122	151
	4,0	56	0,93	134	167
polytroph 2	4,1	63	0,87	146	184
	4,2	70	0,82	160	204
	4,3	79	0,77	176	226
	4,4	89	0,72	192	250
	4,5	100	0,67	211	276
hypertroph	4,6	112	0,63	231	306
	4,7	126	0,59	253	338
	4,8	142	0,55	277	375
	4,9	159	0,52	303	414
	5,0	179	0,49	332	459
	5,1	201	0,46	364	507
	5,2	226	0,43	398	562
5,3	254	0,40	436	621	

Tabelle 80: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Seen kleiner als 5 ha.

Seegruppe	geschlein	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
mesotroph 1	1,6	3,4	4,4	13	11
	1,7	3,8	4,1	14	12
	1,8	4,3	3,9	15	13
	1,9	4,8	3,6	17	15
	2,0	5,4	3,4	19	17
mesotroph 2	2,1	6,0	3,2	20	19
	2,2	6,8	3,0	23	22
	2,3	7,6	2,8	25	24
	2,4	8,6	2,6	28	27
	2,5	9,6	2,5	30	31
eutroph 1	2,6	11	2,3	34	35
	2,7	12	2,2	37	39
	2,8	14	2,0	41	44
	2,9	15	1,9	45	50
	3,0	17	1,8	50	56
eutroph 2	3,1	19	1,66	55	63
	3,2	22	1,56	61	71
	3,3	25	1,46	67	80
	3,4	28	1,37	74	90
	3,5	31	1,28	82	102
polytroph 1	3,6	35	1,20	90	114
	3,7	39	1,13	99	129
	3,8	44	1,06	110	145
	3,9	49	0,99	121	163
	4,0	56	0,93	134	184
polytroph 2	4,1	63	0,87	148	207
	4,2	70	0,82	163	233
	4,3	79	0,77	180	263
	4,4	89	0,72	199	296
	4,5	100	0,67	219	333
hypertroph	4,6	112	0,63	242	375
	4,7	126	0,59	267	423
	4,8	142	0,55	295	476
	4,9	159	0,52	326	536
	5,0	179	0,49	359	604

Tabelle 81: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe > 3 m.

Seegruppe	polygr3m	Saisonmittelwerte			Frühjahrswert
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	TP (µg/L)	TP (µg/L)
oligotroph	0,6	1,0	9,9	5	7
	0,7	1,2	9,2	5	7
	0,8	1,3	8,5	6	8
	0,9	1,5	7,9	6	9
	1,0	1,7	7,3	7	9
	1,1	1,9	6,8	8	10
	1,2	2,1	6,3	9	11
	1,3	2,4	5,8	9	12
	1,5	3,0	5,0	11	14
mesotroph 1	1,6	3,4	4,6	13	15
	1,7	3,8	4,3	14	17
	1,8	4,3	4,0	16	18
	1,9	4,8	3,7	17	20
	2,0	5,4	3,4	19	21
mesotroph 2	2,1	6,0	3,1	21	23
	2,2	6,8	2,9	23	25
	2,3	7,6	2,7	26	27
	2,4	8,6	2,5	28	30
	2,5	9,6	2,3	31	32
eutroph 1	2,6	11	2,1	35	35
	2,7	12	2,0	38	38
	2,8	14	1,8	42	41
	2,9	15	1,7	47	44
	3,0	17	1,6	52	48
eutroph 2	3,1	19	1,5	57	52
	3,2	22	1,4	63	57
	3,3	25	1,3	70	62
	3,4	28	1,2	77	67
	3,5	31	1,1	85	73
polytroph 1	3,6	35	1,0	94	79
	3,7	39	0,9	104	85
	3,8	44	0,85	115	93
	3,9	49	0,79	127	101
	4,0	56	0,73	140	109
polytroph 2	4,1	63	0,68	155	118
	4,2	70	0,63	172	129
	4,3	79	0,58	190	140
	4,4	89	0,54	210	151
	4,5	100	0,50	232	164
hypertroph	4,6	112	0,46	256	178
	4,7	126	0,43	283	194
	4,8	142	0,40	313	210
	4,9	159	0,37	346	228
	5,0	179	0,34	382	247
	5,1	201	0,31	423	268
	5,2	226	0,29	467	291
	5,3	254	0,27	516	316
	5,5	321	0,23	631	372

Tabelle 82: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der **polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m**.

Seegruppe	polykl3m	Saisonmittelwerte			Frühjahrswert
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	TP (µg/L)	TP (µg/L)
oligotroph	0,7	1,2	7,9	5	6
	0,8	1,3	7,3	6	6
	0,9	1,5	6,8	6	7
	1,0	1,7	6,2	7	8
	1,1	1,9	5,8	8	8
	1,2	2,1	5,3	8	9
	1,3	2,4	4,9	9	10
	1,5	3,0	4,2	11	12
mesotroph 1	1,6	3,4	3,9	12	13
	1,7	3,8	3,6	14	14
	1,8	4,3	3,3	15	15
	1,9	4,8	3,1	17	17
	2,0	5,4	2,9	18	18
mesotroph 2	2,1	6,0	2,6	20	20
	2,2	6,8	2,4	22	22
	2,3	7,6	2,3	25	24
	2,4	8,6	2,1	27	26
	2,5	9,6	1,9	30	28
eutroph 1	2,6	11	1,8	33	30
	2,7	12	1,6	37	33
	2,8	14	1,5	41	36
	2,9	15	1,4	45	39
	3,0	17	1,3	50	43
eutroph 2	3,1	19	1,2	55	47
	3,2	22	1,1	61	51
	3,3	25	1,0	67	56
	3,4	28	0,95	74	61
	3,5	31	0,88	82	66
polytroph 1	3,6	35	0,81	91	72
	3,7	39	0,75	100	79
	3,8	44	0,70	111	86
	3,9	49	0,64	122	94
	4,0	56	0,59	135	102
polytroph 2	4,1	63	0,55	149	111
	4,2	70	0,51	165	121
	4,3	79	0,47	182	132
	4,4	89	0,43	201	144
	4,5	100	0,40	222	157
hypertroph	4,6	112	0,37	246	171
	4,7	126	0,34	271	187
	4,8	142	0,32	300	203
	4,9	159	0,29	331	222
	5,0	179	0,27	366	242
	5,1	201	0,25	404	264
	5,2	226	0,23	447	287
	5,3	254	0,21	494	313
	5,5	321	0,18	602	372

9.2 Zusätzliche Berichte

RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., HOEHN, E. (2013): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamthosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013. 10 S.

DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2013): Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 24 S.

DENEKE, R., MAIER, G. (2013): Leitfaden der Zooplanktonanalyse im Gewässermonitoring (Textauszug: Probenahme). Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 6 Seiten.



Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall" 2010

Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie

- Modifikationen und Aussagesicherheit
- Anpassung der Trophieklassifikation nach LAWA gemäß aktueller Datenlage

Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10

Anhang zusätzliche Berichte:

Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe.
Stand März 2013.

Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung. Stand Mai 2013.

Leitfaden der Zooplanktonanalyse im Gewässermonitoring (Textauszug: Probenahme).
Stand Mai 2013.

Projektbearbeiter:

Dipl. Biol. Ursula Riedmüller, LBH, Freiburg

Dipl. Biol. Eberhard Hoehn, LBH, Freiburg

Dr. Ute Mischke, IGB Berlin

Dr. Rainer Deneke

apl. Prof. Dr. Gerhard Maier, Büro für Gewässerökologie, Senden

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

Fachliche Begleitung:

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

Stand: Mai 2013

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung und Anlass.....	4
2 Anpassungen des PhytoSee-Bewertungsverfahrens.....	6
2.1 Stand der Phytoplankton-Datenbank für WRRL-relevante deutsche Seen.....	6
2.2 Auswahl von Kalibrationsdatensätze	10
2.3 Trophie-Kenngrößen für die Kalibration und Validierung der Algenklassen-Bewertung – "Stressoren"	11
2.4 Grundlagen des Bewertungsverfahrens und Referenztrophie der Seetypen.....	13
2.5 Überarbeitung des Biomasse-Metrics für Tieflandseen.....	16
2.5.1....Anpassung der Chlorophyll a-Grenzen gemäß dem Trophie-Index	16
2.5.2....Anpassung des Parameters Gesamtbiovolumen an die adaptierte Chlorophyll a- Bewertung	18
2.5.3....Rückmeldungen der Bundesländer zur PhytoSee 5.0-Testversion	20
2.5.4....Validierung des überarbeiteten Biomasse-Metrics für Tieflandseen.....	22
2.6 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für geschichtete Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung.....	25
2.6.1....Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)	25
2.6.2....Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration..	29
2.6.3....Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen.....	32
2.6.4....Korrelation zwischen Algenklassen-Index und Stressor-Kenngrößen	34
2.6.5....Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für geschichtete Tieflandseen	36
2.7 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für polymiktische Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung.....	39
2.7.1....Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)	39
2.7.2....Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration..	44
2.7.3....Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen.....	48
2.7.4....Korrelation zwischen Algenklassen-Vorkommen und Stressor-Kenngrößen	50
2.7.5....Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für polymiktische Tieflandseen	51
2.8 Konsistenz der Einzelmetrics des PSI und Veränderungen zur Version PhytoSee 4.0	54
2.9 Neue Gewichtung der Einzel-Metrics im Tieflandmodul.....	56
2.10 Auswirkungen der Überarbeitungen auf den PSI der Tieflandseen.....	57
2.11 Überarbeitung des Bewertungstools PhytoSee 4.0	59
2.11.1 .Überarbeitung der DV-Übersetzungsliste im Auswertetool PhytoSee	59

3 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen	61
3.1 Historie, Ziele, Datenstand und Vorarbeiten.....	61
3.1.1....Arbeitsstand, Zielsetzung und Bildung von Seegruppen für die Klassifizierung	61
3.1.2....Datengrundlage	63
3.1.3....Eignung der Kenngröße Gesamtphosphor im Frühjahr bzw. zur Vollzirkulation.....	65
3.2 Ergebnisse der Anpassungsarbeiten.....	68
3.2.1....Vorgehensweise und ermittelte Index-Berechnungsformeln.....	68
3.2.2....Neue Klassengrenzen für die Trophieparameter Gesamtphosphor und Sichttiefe	69
3.2.3....Vergleich der alten mit den neuen Trophie-Klassengrenzen – Übersichtstabellen	72
3.2.4....Vergleich der alten mit den neuen Klassifizierungsfunktionen - Abbildungen.....	75
3.2.5....Konsistenz der Einzel-Indices – "alt versus neu"	83
3.2.6....Gewichtung der Einzel-Indices im angepassten Trophie-Index	86
3.2.7....Vergleich der Gesamt-Indices – "alt versus neu".....	87
3.2.8...."Außenseiterseen" und Grenzen für die Trophieklassifizierung.....	90
4 Europäische Interkalibrierung für die Biokomponente Phytoplankton – Fortführung der Arbeiten im Jahr 2010	94
4.1 Einleitung	94
4.2 Arbeiten im CB GIG im Jahr 2010	94
4.2.1....Übersicht über Ziel und Strategie der Arbeiten in der Central Baltic GIG.....	96
4.2.2....CB GIG Sitzungen und Beschlüsse	97
4.2.3....Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Rotterdam am 26. März 2010	97
4.2.4....Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Norwich vom 25. – 26. Oktober 2010	97
4.3 Arbeiten im Alpinen GIG im Jahr 2010.....	100
5 Die Bewertung unterstützende allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	103
5.1 Einführung.....	103
5.2 Überprüfung der bisherigen H&O- Gesamtphosphorwerte sowie Korrekturbedarf.....	104
5.2.1....Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen	106
5.2.2....Geschichtete Alpenseen	107
5.2.3....Geschichtete Mittelgebirgsseen	108
5.2.4....Polymiktische Mittelgebirgsseen	110
5.2.5....Geschichtete Tieflandseen	113
5.2.6....Polymiktische Tieflandseen	116
5.3 Erläuterungen zur Prüfung der TP-H&O-Werte	120
5.4 H&O-Werte für Gesamtphosphor sowie Vergleich mit den TP-Zielwerten des Projekts NITROLIMIT.....	121
5.5 Ableitung von H&O-Werten für den Parameter Sichttiefe.....	122
5.5.1....Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen	124

5.5.2....Geschichtete Alpenseen	125
5.5.3....Geschichtete Mittelgebirgsseen	126
5.5.4....Polymiktische Mittelgebirgsseen	128
5.5.5....Geschichtete Tieflandseen	131
5.5.6....Polymiktische Tieflandseen	134
5.6 Erläuterungen zur Ermittlung der Sichttiefen-H&O-Werte	138
5.7 H&O-Werte für die Kenngröße Sichttiefe (ST).....	139
6 Zusammenfassung.....	140
7 Verwendete Abkürzungen und Glossar	143
8 Literatur.....	146
9 Anhang	148
9.1 Trophieklassifizierung – Index-Zuweisung für die Parameter in Tabellen.....	148
9.2 Zusätzliche Berichte.....	154

1 Einführung und Anlass

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000), welche bereits im Jahr 2003 im WHG Eingang gefunden hat, ist die Erreichung des "guten" ökologischen Zustandes oder Potentials aller Oberflächengewässer. Hierbei sind nicht nur natürliche sondern auch künstliche und erheblich veränderte Gewässer zu berücksichtigen.

Für die Bewertung von Seen insbesondere des Freiwasserlebensraums stellt das Phytoplankton als Trophie-anzeigende Organismengruppe eine der wichtigsten biologischen Qualitätskomponenten dar (u.a. LAWA-Expertenkreis Seen 2012).

In vergangenen LAWA-Projekten von 2003 bis 2011 wurde das PhytoSee-Bewertungsverfahren (PSI = PhytoSee-Index) für die Biokomponente Phytoplankton entwickelt (NIXDORF *et al.* 2006) und weiter verbessert (MISCHKE *et al.* 2008, 2009a und 2010) sowie für natürliche Mittelgebirgsseen, künstliche und erheblich veränderte Seen (sog. KEV-Seen) und Sondertypen natürlicher Seen - z.B. Altarme, Totwasser und Erdfallseen – erweitert (HOEHN *et al.* 2009) und in einem Praxistest validiert (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). In MISCHKE *et al.* (2010) konnte erstmals eine mögliche Einbeziehung von Zooplanktonbefunden im Entwurf vorgestellt werden. Mit den Zooplankton-Indices des PhytoLoss-Moduls und deren Aussagen über Fraßdruck und Nahrungsketteneffekte soll die Phytoplankton-Bewertung abgesichert und im ökologischen Kontext besser interpretierbar sein. Der diesbezügliche Berichtsteil ist als eigenständiges Schriftwerk im Anhang enthalten.

Des Weiteren wurden die Jahr 2010 erstmals vorgestellten Hintergrund- und Orientierungswerte für den Parameter Gesamtposphor im Saisonmittel (März/April bis Oktober/November) überarbeitet um die Grenzwerte für die Trophiekenngröße Secchi-Sichttiefe erweitert. Die Herleitungen der Grenzwerte bzw. Grenzbereiche sind im vorliegenden Berichtsteil in Kap. 5 enthalten. Ein zusammenfassender eigenständiger Kurzbericht mit Grenzwerten und Erläuterungen ist in den Anhängen enthalten.

Das hier berichtete Projekt beinhaltet hinsichtlich Modifikationen des PSI-Verfahrens folgende Arbeitsaufgaben:

- Zusammenführen der beiden Seen-Datenbanken für natürliche Seen von MISCHKE *et al.* (2010) und für KEV-Seen von RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) zu einer vereinigten Seen-Datenbank, Plausibilisierung der Datensätze, Kennzeichnen von belastbaren Jahrgängen und Parametern, Auswahl von Kalibrations-Datensätzen zur Weiterentwicklung und Validierung des Bewertungsverfahrens.
- Anpassung des Biomasse-Metrics für Tieflandseen, Prüfung der Überarbeitung im Gesamtdatensatz, d.h. unter Einbeziehung der Verhältnisse in KEV-Seen.
- Anpassung des Algenklassen-Metrics für Tieflandseen, Prüfung der gemeinsamen Behandlung von natürlichen und KEV-Seen.
- Weiterentwicklung des PhytoLoss-Moduls und dessen Indices zur Absicherung der Phytoplankton-Bewertung.

Weitere Aufgaben zu Trophieklassifizierung:

Vor Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden in Deutschland Seen aller Größen hinsichtlich ihrer trophischen Belastung mit den sog. LAWA-Richtlinien klassifiziert und ggf. bewertet. Diese als vorläufig verstandenen Richtlinien beinhalten Empfehlungen zur Klassifizierung und Bewertung von natürlichen Seen (LAWA 1999), von Talsperren (LAWA 2001) und Baggerseen (LAWA 2003). Der gemäß dieser Werke ermittelbare Trophie-Index stellt einen auf den Parametern Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtposphor basierenden Trophie-Index dar, der eine Aussage über den Trophiestatus in acht Klassen von oligo- bis hypertroph zulässt. Der Trophie-Index oder

dessen Einzel-Indices wurden für die Kalibration des PSI-Verfahrens verwendet. Während dieser Arbeiten sowie bei der Ableitung der Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor offenbarten sich einige Unstimmigkeiten der LAWA-Trophie-Klassifizierung mit den Beziehungen und Verhältnissen in der stetig anwachsenden Seen-Datenbank für Trophie und Phytoplankton. Im Projekt zur Feinabstimmung des PSI-Verfahrens (MISCHKE *et al.* 2009) wurden erstmals Prüfungen und Betrachtungen angestellt, deren Schlussfolgerungen in eine Empfehlung der Überarbeitung der LAWA-Indices mündeten. Die Fragestellung wurde in den darauffolgenden Projekten mitgeführt, da noch kein eigenes Arbeitskontingent veranschlagt war. Zunächst fand eine Datensammlung statt, welche sich v.a. auf Trophiedaten von Nicht-WRRL-Seen bezog (MISCHKE *et al.* 2010). Des Weiteren wurden zahlreiche Prüfungen durchgeführt, etwa zur Eignung von Kenngrößen (z.B. Sommermittel versus Saisonmittelwert) sowie zu trophisch gleich zu behandelnden Seegruppen (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). Für die Parameter Gesamtphosphor-Saisonmittel und Frühjahrs-/Zirkulationswert wurden Entwürfe für Anpassungen der Klassifikationsformeln vorgestellt. Im vorliegenden Projekt sind nun erstmals eigene Arbeitsblöcke und Kontingente vorgesehen, in denen für die Anpassung der Trophie-Klassifikation ein Abschluss erarbeitet werden kann. Neben der Entwicklung aller Teil-Indices (Kalibration, Validierungsläufe und weitere Anpassungen) sind die Erstellung eines Access-Berechnungstools und eines separaten Handbuchs beauftragt.

Für die Feinkalibration des PSI-Verfahrens in den bisherigen Projekten wurden als Interimslösung die schon in hohem Maße stimmigen Zwischenergebnisse der Indices, insbesondere der Teilindex TP-Saisonmittel und Biovolumen-Index, verwendet (s. RIEDMÜLLER & HOEHN 2011).

Die Arbeitsaufgabe zur Verschneidung der Ergebnisse der Phytoplanktonbewertung mit den Phytobenthos & Makrophyten- sowie Makrozoobenthos-Bewertungen und die Ermittlung von Gesetzmäßigkeiten und Unterschieden konnte aus logistischen und zeitlichen Gründen nicht durchgeführt werden (Begründung s. Zusammenfassung Kap. 6).

Im vorliegenden Text werden verschiedene Abkürzungen verwendet (Erläuterungen und weitere Abkürzungen im Glossar Kap. 7). Die wichtigsten sind:

- für die **Gewässerarten**

natS = natürliche Seen
BS = Baggerseen
TBS = Tagebauseen
TS = Talsperren

AK = Phytoplankton-Algenklassen

BM = Biomasse (-Metric oder -Index)

BV = Phytoplankton-Biovolumen

PP = Phytoplankton

PSI = PhytoSee-Index

H&O-Werte = Hintergrund- und Orientierungswerte

- für die **Schichtungstypen**

poly = polymiktisch
gesch = geschichtet

KEV-Seen = künstliche und erheblich veränderte Seen

- für die **Ökoregionen**

AVA =Alpen (A) und Voralpen (VA)
MG =Mittelgebirge
TL =Norddeutsches Tiefland

2 Anpassungen des PhytoSee-Bewertungsverfahrens

2.1 Stand der Phytoplankton-Datenbank für WRRL-relevante deutsche Seen

Kernaufgabe der Datenbankarbeiten im berichteten Projekt war die Zusammenführung der beiden Seen-Datenbanken

1. von **RIEDMÜLLER & Hoehn (2011) (LAWA-Projekt O 7.08)** für

- künstliche Gewässer: Torf-, Kies- und Baggerseen, Teiche/Fischteiche, künstliche Speicherseen, Hochwasserrückhaltespeicher, pH-neutrale Tagebauseen (pH-Wert > 6),
- erheblich veränderte Gewässer wie Talsperren (→ HMWB Fließgewässer), nachträglich ausgekieste Altarme bzw. Altwasser (→ HMWB Seen) mit und ohne Anbindung an Fließgewässer,
- natürliche Mittelgebirgsseen sowie natürlich entstandene Altarme u.a. von Rhein, Weser und Elbe

und 2. von **MISCHKE *et al.* (2010) (LAWA-Projekt O 9.09)** für

- natürlich entstandene Seen der Ökoregionen Alpen, Voralpen und norddeutsches Tiefland.

Des Weiteren wurden Daten von sauren Seen mitgeführt, die mit dem PhytoSee-Verfahren nicht bewertbar sind, für die jedoch von **LEBMAN & NIXDORF (2009)** ein Bewertungsansatz erarbeitet wurde, welcher in Kürze im Access-Auswertetool als Erweiterung mitgeführt werden soll.

In die vier Grundtabellen für Stammdaten, Proben-Begleitdaten, Biobefunde und Jahreswerte (s. Abb. 1) wurden alle Bestands- sowie Neudaten eingepflegt. Neudaten konnten u.a. mit Datenvereinbarung aus dem interdisziplinären Projekt NITROLIMIT (BMBF Verbundforschungsprojekt) übernommen werden.

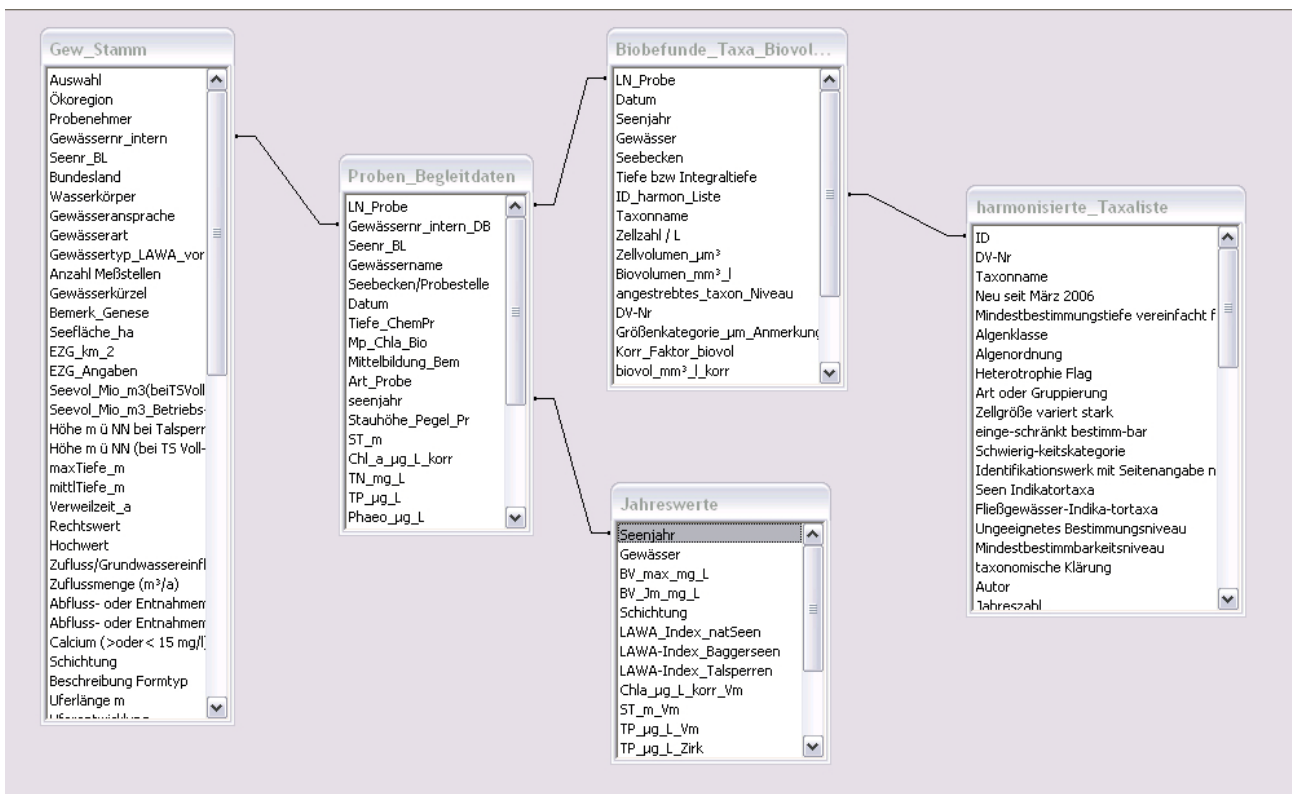


Abb. 1: Struktur und Auszüge des Inhalts der Datenbank künstlicher Seen und Mittelgebirgsseen.

Stand der vereinigten Phytoplankton-Seen-Datenbank (Oktober 2012):

- rund 1.150 Seen (Tabelle Gew_Stamm in Abb. 1)
- rund 2.900 Jahrgänge (Tabelle Jahreswerte in Abb. 1)
- rund 24.400 Phytoplankton-Proben (Tabelle Proben_Begleitdaten in Abb. 1),
- rund 531.000 Befunde (Tabelle Biobefunde_Taxa_Biovol in Abb. 1)

Einen Schwerpunkt besitzt die Datenbank bei den natürlichen Seen (1.869 Jahrgänge) (s. Abb. 2), welche zu 73% aus der Ökoregion norddeutsches Tiefland, zu 25% aus den Alpen und Voralpen und zu 2% aus den Mittelgebirgen stammen.

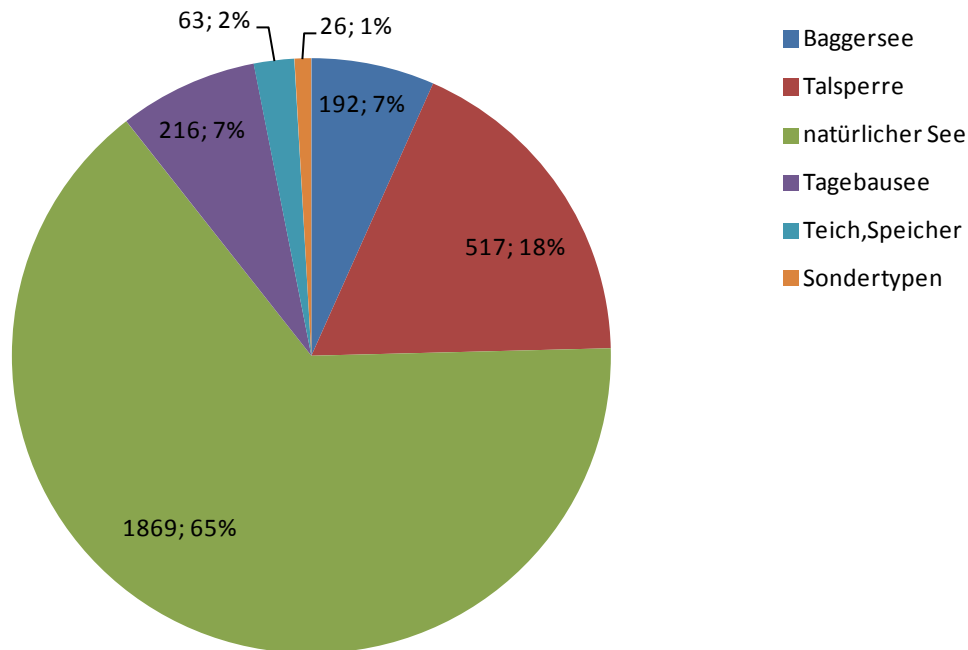


Abb. 2: Verteilung der im Datensatz enthaltenen 2.883 Jahrgänge auf die Gewässerarten. (Anzahl Jahrgänge und %).

Nahezu alle Bundesländer beproben ihre Seen seit einigen Jahren nach dem von NIXDORF *et al.* (2008) für natürliche Seen vorgeschlagenen Probenahme-Prozedere. Für die biologischen Proben (Phytoplankton und Chlorophyll *a*) soll in der Regel die euphotische Tiefe (2,5fache Secchi-Sichttiefe) erfasst werden. Für die chemischen Parameter gilt in vielen Fällen ebenfalls die euphotische Zone als geeignete Wasserlamelle. Wenn die euphotische Zone allerdings bis in das anoxische Hypolimnion hineinreicht, sollte insbesondere die Gesamtphosphor-Analytik aus dem Epilimnion stammen. Optimal für die Weiterverwendung der Daten ist die Erfassung und Analytik von Mischproben, welche durch das Vermengen von eng gefassten Stufenproben oder mit einem Integral-schöpfer hergestellt werden. Aktuelle Beschreibung der Methodik in NIXDORF *et al.* (2010).

Oft liegen die TP-Werte von Stufenproben vor. Hier werden die "Summenproben" rechnerisch erstellt durch eine tiefengewichtete Mittelwertbildung für das Epilimnion. Zur Ermittlung der Epilimniontiefe wurden Temperatur- und Sauerstofftiefenprofile berücksichtigt, falls diese mitgeliefert wurden. Falls keine Tiefenprofile vorlagen, wurden die Einzelwerte für die euphotische Tiefe (2,5fache Sichttiefe) integriert, sofern keine auffälligen Erhöhungen auftraten, welche das Metalimnion und einen veränderten Chemismus (z.B. Sauerstoffzehrung, P-Rücklösung) kennzeichnen.

Einige Bundesländer besitzen lange Datenreihen von epilimnischen Mischproben des Phytoplanktons. Nach Einführung der Empfehlung zur Beprobung bis zur euphotischen Tiefe wurde z.T. zur besseren Vergleichbarkeit mit den Altdaten separate Epilimnionproben und im Falle einer tieferen euphotischen Zone eine zusätzliche Metalimnionprobe entnommen. Diese waren dann auch in der

Regel separat analysiert worden. Die Berechnung der "biologischen Mischprobe" für die euphotische Tiefe erfolgte zur Berücksichtigung von Null-Befunden hier über die Erstellung einer (Pivot)-Kreuztabelle und eine anschließende tiefengewichtete Mittelwertbildung.

Teilweise werden insbesondere tiefe oligotrophe Seen schon seit Jahren mit einer Mischprobe von konstant 0-20 m Tiefe untersucht. Sofern die Sichttiefen immer zwischen rund 7 und 12 m liegen, ist dies eine Alternative, welche in der Bewertung nicht zu Verzerrungen führt. Sind die Sichttiefen jedoch langfristig deutlich geringer, so werden die Phytoplanktondichten und Chlorophyll-Gehalte durch die Mittelung (Verdünnung) mit der trophisch nicht aktiven Schicht unterschätzt und die Bewertung fällt entsprechend zu gut aus. Ein ähnlicher Fehler kann bei Beprobung lediglich des Epilimnions und sehr kurzen Sichttiefen auftreten. Bei der Betrachtung von TP-Biomasse-Korrelationen müssen diese Probenahme-Varianten als "Fehlerursache" mit bedacht werden.

Durch die Vereinheitlichung von Probenahme-Verfahren sowie der taxonomischen Auswertung – Vorstellung der ersten Version der harmonisierten Phytoplankton-Taxaliste mit NIXDORF *et al.* (2005) als Richtschnur – stehen in der Datenbank seither in der Regel verlässliche Daten mit ausreichend Probeterminen (meist 6) pro Jahrgang zur Verfügung. Der Anteil "neuerer" Jahrgänge (→ ab 2005) beträgt 56% (s. Abb. 3).

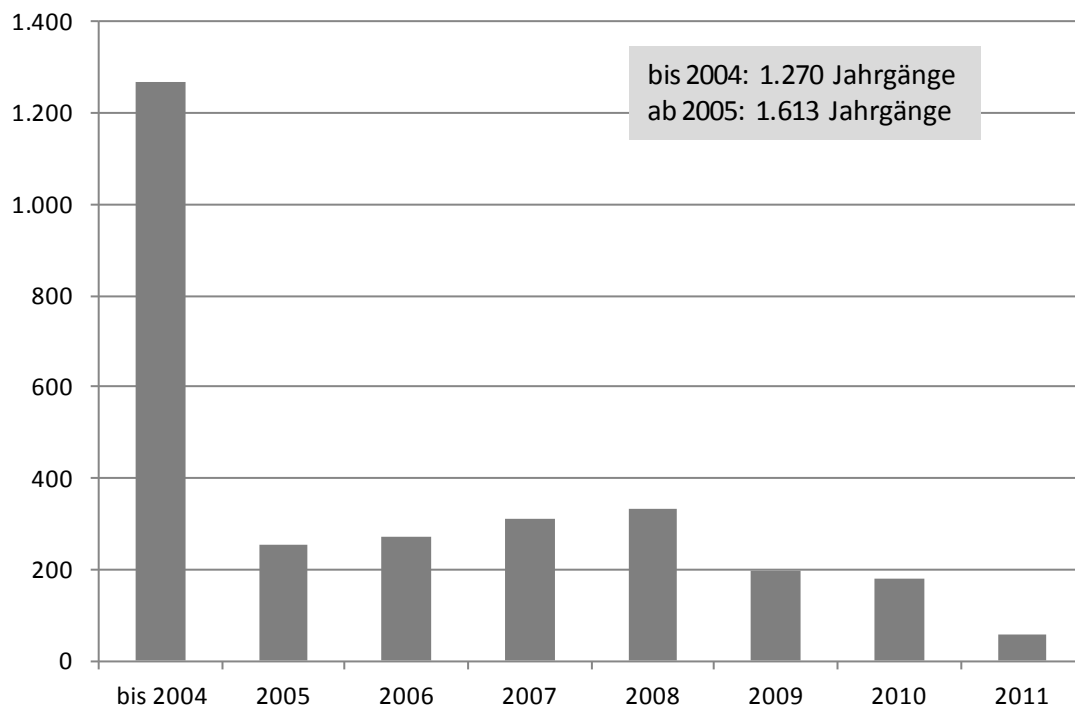


Abb. 3: Verteilung der im Datensatz enthaltenen 2.883 Jahrgänge auf die Untersuchungsjahre.

Für die Seetyp-spezifischen Auswertungen ist die Anzahl der repräsentierenden Seen relevant. Hierbei zeigen sich gemäß Abb. 4 für einige Seetypen immer noch geringe Fallzahlen wie z.B. für die Untertypen des Mittelgebirgstyps 6, den polymiktischen Alpen- und Voralpensee oder die k-Typen im Tiefland ("k" = Suffix für die KEV-Seen). Der Problematik wurde in den Auswertungen z.T. durch Zusammenlegen der Seetypen entgegen gewirkt, so z.B. mit den See-Gruppen "polymiktische KEV-Seen im Tiefland" oder "geschichtete Calcium-reiche Seen im Mittelgebirge". Die Seen der Subtypen unterschieden sich hinsichtlich ihrer Biozönosen oftmals nicht wesentlich, sondern weisen lediglich eine andere Referenztrophyie auf. Die biozönotischen Fragestellungen können unabhängig von der Lage der Referenztrophyie mit ausreichenden Fallzahlen durchgeführt werden. Die Berücksichtigung der Referenztrophyie in der Bewertung erfolgt dann in einem späteren Schritt.

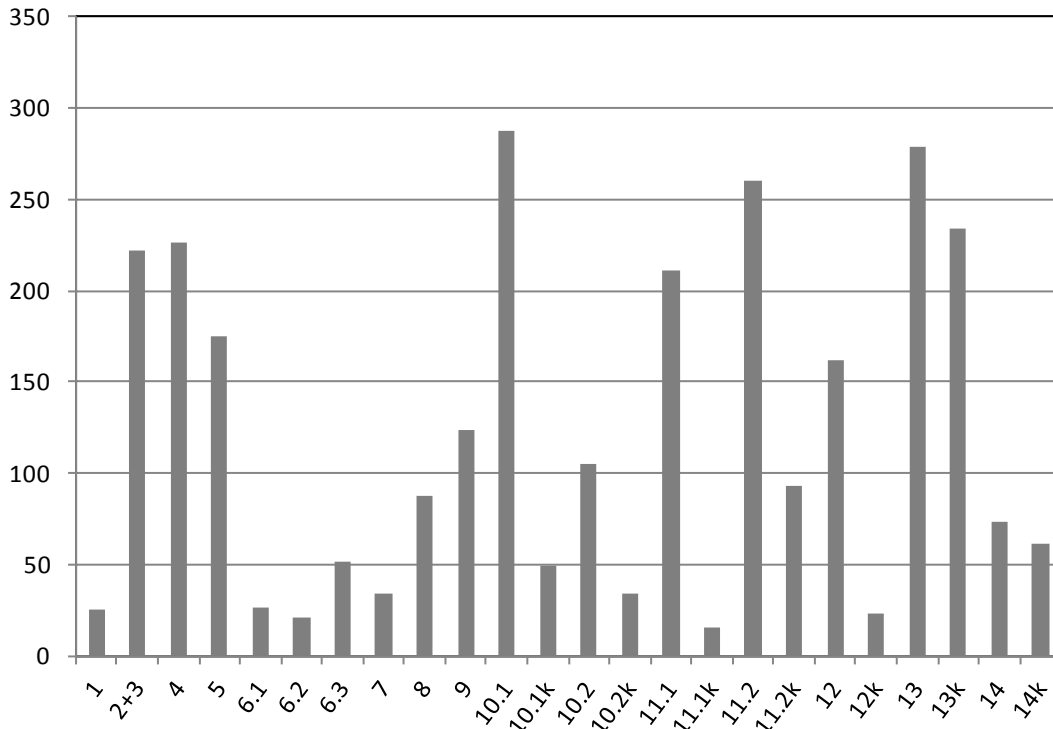


Abb. 4: Verteilung der 2.883 Jahrgänge auf die Phytoplankton-Seetypen.

Zur Frage, ob die Datensätze der aktuellen Datenbank alle Trophiebereiche abdecken, wurde das Kriterium Chlorophyll a und Phytoplankton-Biovolumen im Saisonmittel herangezogen und gemäß LAWA (1999) und MISCHKE *et al.* (2010) (Biovolumen-Index) in Trophieklassen überführt. Aus beiden Trophie-Indices wurde ein Mittelwert gebildet, der als PP-Biomasse-Index bezeichnet wird (s. auch Glossar in Kap. 7).

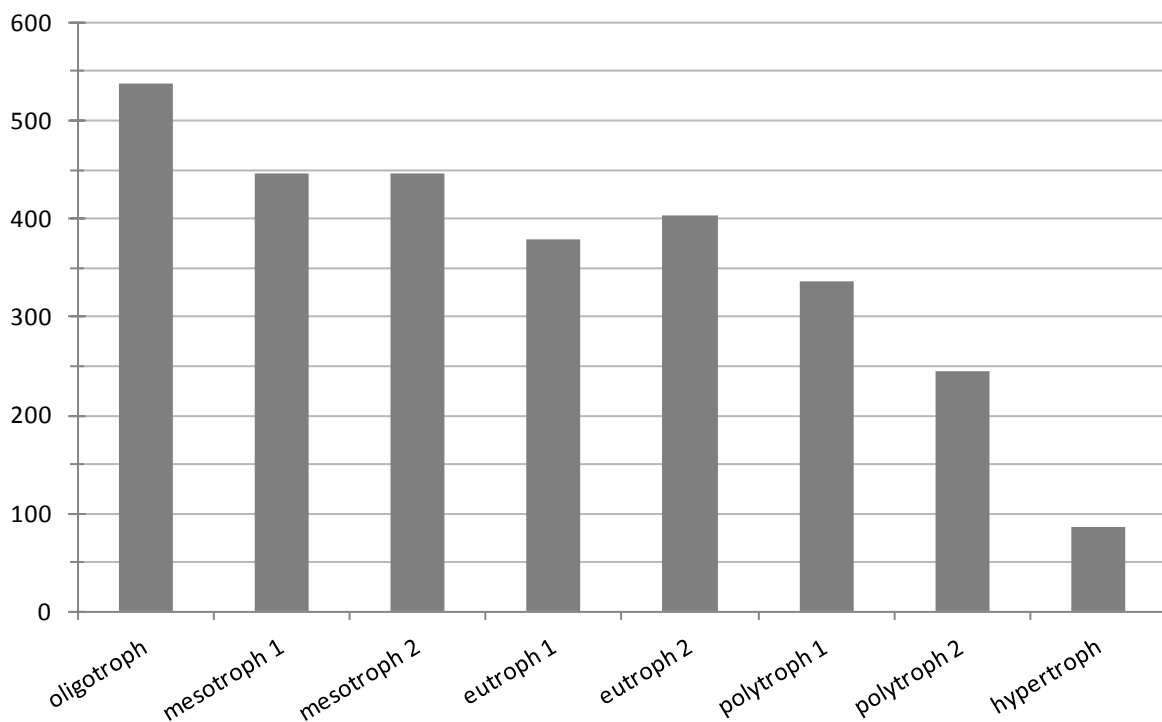


Abb. 5: Verteilung der 2.883 Jahrgänge auf die LAWA-Trophieklassen.

Die Abb. 5 zeigt, dass die Trophieklassen oligo- bis polytroph 1 im Datensatz gut mit Seen repräsentiert sind. Lediglich die hoch eutrophen Seen in den Trophieklassen polytroph 2 und hypertroph sind etwas schlechter im Datensatz vertreten.

2.2 Auswahl von Kalibrationsdatensätze

Von den rund 2.900 zur Verfügung stehenden Jahrgängen stammen rund 56% aus den Jahren ab 2005. Für die neueren Jahrgänge wird angenommen, dass für die Erhebung einheitliche Probenahme-Verfahren durchgeführt wurden und eine zuverlässige Taxonomie vorliegt. In manchen Fällen fehlen einzelne Parameter der relevanten Kenngrößen Gesamtphosphor, Chlorophyll a oder Sichttiefe oder die ermittelten Werte sind unplausibel. Die entsprechenden Parameter oder Jahrgänge werden nicht zur Weiterentwicklung des Verfahrens verwendet.

Aus dem Datenpool der rund 2.900 Jahrgänge wurden für die Anpassung des PSI-Verfahrens rund 1.400 Kalibrationsdatensätze/Jahrgänge nach den folgenden Kriterien ausgewählt:

- Nur Seen mit pH-Werten über 5,5-6,0.
- Maximal zwei Seenjahre eines Wasserkörpers werden berücksichtigt (jeweils die jüngsten), falls Langzeitdatenreihen vorliegen, in denen ein Wechsel des Trophiestatus stattfand, maximal drei Seenjahre.
- Begleitparameter und Kalibrationskenngröße Gesamtphosphor sind vorhanden und plausibel sowie Chlorophyll a- und Sichttiefenmessungen nur in wenigen Fällen fehlend.
- Mindestens drei Saisontermine zwischen April und Oktober im Jahresgang vorhanden (in Ausnahmefällen werden März- oder Novembertermine mit einbezogen).
- Gültige PSI-Bewertung bei Anwendung des bisherigen Verfahrens, d.h. ausreichend viele indikative Taxa erfasst.
- Für die zu bewertende Seegruppe typische Seenjahre; Ausschluss von Außenseiterseen wie z.B. schnell durchflossene Talsperren mit sehr geringer Biomasseausprägung, stark durch Huminstoffe geprägte Seen, Marschseen, an größere Flüsse und Ströme angebundene Baggerseen und Altarme, die periodisch geringe Verweilzeiten aufweisen oder Baggerseen mit Kiesabbau, welche durch verminderte Sichttiefen und eine geringere Produktivität auffallen.

Die Auswahl soll einerseits die Datenqualität sichern und andererseits verhindern, dass Langzeitreihen mancher Seen das taxonomische Bild und die Produktivitäts-Charakteristika zu stark dominieren.

2.3 Trophie-Kenngrößen für die Kalibration und Validierung der Algenklassen-Bewertung – "Stressoren"

Zur Validierung und für die Anpassungen der Bewertungsmetrics wurden folgende Trophie-Kenngrößen verwendet:

- **Gesamtposphor-Index (TP-Index):** Teil-Kenngröße der Trophie-Klassifizierung → log-transformierte Saisonmittelwerte der TP-Konzentrationen (seegruppenspezifische Anpassungen gemäß RIEDMÜLLER & HOEHN 2011, Vorversion).
- **Chlorophyll a-Index (Chla-Index):** Teil-Kenngröße der LAWA-Trophie-Klassifizierung aus u.a. LAWA (1999).
- **Biovolumen-Index (BV-Index):** log-transformierte Saisonmittelwerte des Phytoplankton-Gesamtbiovolumens, angepasst an die LAWA-Chl a-Klassifizierung gemäß LAWA (1999) aus MISCHKE *et al.* (2010).
- **"Biomasse-Index" (BM-Index):** arithmetischer Mittelwert aus BV-Index und dem Chlorophyll a-Index.
- **TP-BM-Index:** arithmetischer Mittelwert aus TP- und "Biomasse-Index", Kenngröße für den Stressor Trophie.

Die genannten Indices stellen Kenngrößen zur **Trophieklassifizierung** dar und werden je nach zu prüfenden "Bewertungsmetric" unterschiedlich eingesetzt (s. Tabelle 2), insbesondere in Hinsicht auf eine Vermeidung von Zirkelschlüssen. D.h. sowohl der Biomasse- als auch der "TP-BM-Index" wurden weder zur Kalibration noch zu Validierung des Biomasse-Metrics eingesetzt. Dagegen wurde der "TP-BM-Index" bei der Kalibration des Algenklassen-Metrics verwendet. Dies war sinnvoll, da die Phosphoranalytik in einigen Jahrgängen als nicht vollkommen verlässlich angesehen werden kann und deshalb eine höhere Streuung besitzt. Darüber hinaus endet bei 100-150 µg TP/L die TP-Limitierung der Phytoplanktonentwicklung und weitere Steuerfaktoren wie u.a. Stickstoff und Licht treten hinzu. In diesem Bereich stellt der TP bzw. der TP-Index keine gute Stressor-Kenngröße mehr dar und die Versuche, das Verhalten der Algenklassen entlang der TP-Konzentrationen oder des TP-Index zu kalibrieren, endeten in nicht plausiblen Bewertungsansätzen.

Fazit: Für die Neu-Kalibration der Algenklassen-Bewertung war es unter Inkaufnahme einer "teilweisen" Autokorrelation zielführend, eine stabilere Kalibrationsgröße –den TP-BM-Index einzusetzen, welche einerseits durch das Verwenden mehrerer Parameter robuster gegen Messfehler ist und andererseits auch im oberen Belastungsbereich noch eine zuverlässige Korrelation zum "Stressor Trophie" aufweist.

Tabelle 1: Index-Wertebereiche, trophische Zuordnung und Abkürzungen nach LAWA (1999) (mesotropher Status wird abweichend von LAWA nach MISCHKE *et al.* (2008) in zwei Klassen aufgesplittet).

Klassifizierungs-/Trophie-Index (z.B. PTSI, TP-, BV-, Chl a-, TP-BM-Index)	Trophieklasse	Abkürzung
0,5-1,5	oligotroph	oligo
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	meso 1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	meso 2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	eu 1
> 3,0 – 3,5	eutroph 2	eu 2
> 3,5 – 4,0	polytroph 1	poly 1
> 4,0 – 4,5	polytroph 2	poly 2
> 4,5	hypertroph	hyper

Tabelle 2: Einsatz der Belastungs-/Kalibrationskenngrößen bei der AK-Metric-Bearbeitung.

Bewertungsmetric im PhytoSec-Verfahren	Verwendete Belastungskenngrößen – "trophic pressure"		
	Prüfung der bisherigen "alten" Metrics	Kalibration der Metrics	Validierung der überarbeiteten Metrics
Algenklassen-Metric	ÖQ TP-BM-Index	TP-Index, TP-BM-Index	ÖQ TP-Index, ÖQ TP-BM-Index

Um die Ergebnisse der Bewertung-Metrics, welche die seetypspezifische Referenztrophy berücksichtigen, mit den Trophiekenngrößen z.B. TP-Index besser vergleichbar zu machen, können die Klassifikations-Indices in Bewertungsgrößen (ÖQ, Formel s. unten) umgerechnet werden. Dieses Vorgehen erfolgt analog zur Umrechnung des PTSI (s. HOEHN *et al.* 2009) in die Bewertungsgröße "PTSI-Bewertungsmetric". Der PTSI-Jahresmittelwert stellt ebenfalls zunächst einen Trophieklassifikations-Index dar und erst nach Verrechnung mit der Seetyp-spezifischen Referenztrophy gemäß Formel kann dieser als Einzel-Metric im PSI-Bewertungsverfahren verrechnet werden.

Die Formel für die Ökologische Qualität (ÖQ) lautet:

$$\text{ÖQ} = 0,5 + (\text{Klassifikations-Index} - \text{trophischer Referenzwert}^*) \times 2$$

* die aktuellen trophischen Referenzwerte sind der Tabelle 5 zu entnehmen.

Tabelle 3: Einstufung Ökologischen Qualität (ÖQ), wie z.B. PSI und Metric-Ergebnisse, in die Ökologischen Zustandsklassen sowie Farbsignatur.

Bewertungszahl/Ökologische Qualität (ÖQ)	Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) oder ökologisches Potenzial (ÖP)
0,5 – 1,5	1 = sehr gut (H = high)
1,5 – 2,5	2 = gut (G = good)
2,5 – 3,5	3 = mäßig (M = moderate)
3,5 – 4,5	4 = unbefriedigend (P = poor)
4,5 – 5,5	5 = schlecht (B = bad)

2.4 Grundlagen des Bewertungsverfahrens und Referenztrophie der Seetypen

In den Vorgängerprojekten wurden die Typologie (Tabelle 4) und die damit verbundenen Vorstellungen zur Referenztrophie (s. Tabelle 5) erarbeitet und zum Abschluss gebracht.

Tabelle 4: Phytoplankton-Seetypen in Deutschland nach MISCHE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) sowie deren Zugehörigkeit zu den Seetypen nach MATHES *et al.* (2002). Grün = zur Typeinstufung führende Kriterien, rot = Hilfskriterien.

Phytoplankton-Subtyp	Seetyp MATHES	Ökoregion	Calcium Gehalt	Schichtung	VQ-Grenzen (m ² /m ³ → m ⁻¹)	VTQ-Grenzen (m ²)	mittlere Tiefe	mittlere theoretische Wasseraufenthaltszeit
1	1	AVA		poly			≤ 3 m	
2+3	2,3	VA	Ca-reich	gesch	alle VQ		3-15 m	
4	4	A					> 15 m	
5	5/7*	MG	Ca-reich	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m	
7	5/7*		Ca-reich	gesch	< 1,5	≤ 0,18	> 8 m	
8	8/9*		Ca-arm	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m	
9	8/9*		Ca-arm	gesch	< 1,5	≤ 0,18	> 8 m	
6.1	6		Ca-reich oder Ca-arm	poly	< 10	≤ 2	> 5 m	0,5-1 a
6.2			Ca-reich oder Ca-arm	poly	10 – 20	2 – 6	2 – 5 m	0,1 – 0,5 a
6.3			Ca-reich oder Ca-arm	poly	> 20	> 6	< 2 m	3-30 d
10.1	10	TL**	Ca-reich	gesch	1,5-15			1-10 a
10.2					> 15			0,1-1 a
13	13				≤ 1,5			10-100 a
11.1	11			poly	> 1,5			> 30 d
11.2					> 1,5		≤ 3 m	> 30 d
12	12				> 1,5			3-30 d
14	14				≤ 1,5			< 10 a

poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, VQ (Volumenquotient) = Einzugsgebiet / Seevolumen, VTQ (Volumen-Tiefen-Quotient) = VQ/mittlere Tiefe, a = Jahr.

* Seetypen 5, 7, 8 und 9 werden gemäß MATHES *et al.* (2002) nach VQ differenziert, RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) differenzieren die MG-PP-Seetypen nach VTQ. Dies führt dazu, dass einige Seen wie z.B. die Aggertalsperre nach MATHES dem Typ 5 nach Phytoplankton jedoch dem Seetyp 7 zugeordnet wird. Ebenso wird der polymiktische Mittelgebirgstyp 6 für die Phytoplankton-Bewertung nach dem Kriterium VTQ in drei Untertypen geteilt.

** KEV-Seen im Tiefland werden im PTSI mit einer separaten Indikatorliste bewertet und bekommen zur Kennzeichnung das Suffix "k" nachgestellt, z.B. 13k für einen Baggersee mit relativ kleinem Einzugsgebiet.

Künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Seen (→ KEV-Seen), wie Talsperren, Bagger- und Tagebauseen, sowie Sondertypen natürlicher Seen (Moorseen, Strandseen) werden für die Bewertung dem ähnlichsten natürlichen Seetyp zugeordnet. Liegen die KEV-Seen im norddeutschen Tiefland erhalten sie für die Bewertung das Suffix "k" für "künstlich", z.B. 10.1k. Für diese "k-Seen" wird in der Bewertung eine von den natürlichen Seen abweichende Indikatorliste verwendet.

Seen, welche in den Niederungen der großen Stromtäler von u.a. Rhein oder Elbe liegen (z.B. zahlreiche Baggerseen sowie Altarme und Altwasser, die als Sondertypen natürlicher Seen gelten) und oft der Ökoregion "Zentrale Mittelgebirge" zugehörig sind, werden in den meisten Fällen

plausibler als Tieflandgewässer bewertet. So ist z.B. ein Baggersee in der Oberrheinebene mit relativ kleinem oder ausschließlich unterirdischem Einzugsgebiet (Grundwasserzustrom) am besten als Seetyp 13k anzusprechen und zu bewerten.

Tabelle 5: Lage der Referenztrophy der deutschen Phytoplankton-Seetypen in der Dimension des Trophie-Index (Einstufung Trophieklassen s. Tabelle 1). Seetypen nach MISCHKE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011). Sortierung in den Ökoregionen nach Lage der Referenztrophy.

Phytoplankton-Subtyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung der ÖQ	trophischer Referenzzustand Obergrenze	sehr gut/ gut H/G-Grenze ÖQ 1,5	gut/ mäßig G/M-Grenze ÖQ 2,5	mäßig/ unbefriedigend M/P-Grenze ÖQ 3,5	unbefriedigend/ schlecht P/B-Grenze ÖQ 4,5
Alpen und Voralpen						
4	0,75	oligo	1,25	1,75	2,25	2,75
2+3	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
1	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
Mittelgebirge						
7 und 9	1,00	oligo	1,50	2,00	2,50	3,00
5 und 8	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
6.1	1,75	meso 2	2,25	2,75	3,25	3,75
6.2	2,00	meso 2	2,50	3,00	3,50	4,00
6.3	2,25	eu 1	2,75	3,25	3,75	4,25
Norddeutsches Tiefland*						
13	1,25	meso 1	1,75	2,25	2,75	3,25
10.1	1,50	meso 1	2,00	2,50	3,00	3,50
10.2	1,75	meso 2	2,25	2,75	3,25	3,75
14	1,75	meso 2	2,25	2,75	3,25	3,75
11.1	2,00	meso 2	2,50	3,00	3,50	4,00
11.2	2,25	eu 1	2,75	3,25	3,75	4,25
12	2,50	eu 2	3,00	3,50	4,00	4,50

* KEV-Seen (AWB, HMWB) und Sondertypen im Norddeutschen Tiefland erhalten hinter der Seetypnummer das Suffix "k" z. B. 13k.

Tabelle 6: Verankerung der ökologischen Zustandsklassen der PSI-Bewertung im System der LAWA-Trophieklassifikation für die deutschen Phytoplankton-Subtypen, trophischer Referenzwerte und jeweilige H/G-Grenze (Seesubtypen nach MISCHKE *et al.* 2008 und RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). Sortierung nach Lage der Referenztrophie.

LAWA-Trophie-Klassifizierung		Trophie-Bewertung (PhytoSee-Verfahren) Verankerung der ökologischen Zustandsklassen für die PP-Seetypen							
Trophie klassen	Trophie-Index Klassen-Obergrenzen	geschichtete Seen				gesch. u. poly Seen	polymiktische Seen		
		4	7 9	1 2+3 5 8 13	10.1	6.1 10.2 14	6.2 11.1	6.3 11.2	12
oligotroph	0,75								
	1,00								
	1,25	0,5 – 1,5							
	1,50		0,5 – 1,5						
mesotroph 1	1,75	1,5 – 2,5		0,5 – 1,5					
	2,00		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5				
mesotroph 2	2,25	2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5			
	2,50		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5		
eutroph 1	2,75	3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5	
	3,00		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5		0,5 – 1,5
eutroph 2	3,25	4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5	
	3,50		4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5		1,5 – 2,5
polytroph 1	3,75			4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5	
	4,00				4,5 – 5,5		3,5 – 4,5		2,5 – 3,5
polytroph 2	4,25					4,5 – 5,5		3,5 – 4,5	
	4,50						4,5 – 5,5		3,5 – 4,5
hypertroph	4,75							4,5 – 5,5	
	5,00								4,5 – 5,5
	5,50								
trophischer Referenzwert		0,75	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50
H/G-Grenze		1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	2,75	3,00

Farbsignatur Ökologische Zustandsklassen s. Tabelle 3.

2.5 Überarbeitung des Biomasse-Metrics für Tieflandseen

In diesem Kapitel wird dargestellt, wie eine Anpassung der Chlorophyll a- Grenzen im Phyto-See-Index gemäß dem LAWA-(Trophie)-Index, der die Definition je Trophiezustand (oligo bis polytroph) mittels Chlorophyll a-Saisonmittel-Werte vorgibt, erfolgte. Dies führte zu einer leichten Herabsenkung der Grenzwerte und somit zu einer etwas strengeren Bewertung für die meisten Tiefland-Seeotypen.

Eine Ausnahme bilden die Flusseen, die nach den bisherigen Referenzzustands-Annahmen nach einer Anpassung viel milder bewertet worden wären, so dass hier eine geänderte Annahme für den Referenzzustand nötig war. Im Fall der Flusseen (Typ 12) wird die Trophie-Annahme für den Referenzzustand um einen Viertel-Trophie-Indexwert strenger als bisher angenommen, um nicht zu hohe Chlorophyll a- Grenzwerte für die gut/mäßig Grenze (das wäre 41 µg/L) zu etablieren.

Bei allen anderen Seeotypen der Tieflandseen werden die bisherigen Annahmen für den Referenzzustand beibehalten. Die weiteren Bewertungsgrenzen für die ökologischen Zustandsklassen (ÖZK) wurden unter der Annahme hergeleitet, dass sich die Zustandsklasse jeweils in einer Schrittweite von 0,5 LAWA-Trophie-Einheiten verschlechtert (siehe Details dazu Tabelle 6 in Kap. 2.4).

Ziel der weiteren Arbeiten war es, die Bewertung der Biomasse-Parameter für Tieflandseen an die veränderte Verankerung der ökologischen Zustandsklassen der PSI-Bewertung im System der neuen LAWA-Trophieklassifikation für die deutschen Phytoplankton-Seeotypen anzupassen.

2.5.1 Anpassung der Chlorophyll a-Grenzen gemäß dem Trophie-Index

Die Vorgehensweise für die Anpassung der Chlorophyll a- Grenzen im PSI ergibt sich direkt aus der Definition für den Trophie-Index: In Anlehnung an die OECD-Studie gilt für alle Seen die gleiche Definition von oligotroph bis polytroph und diese wird entlang einer allgemeingültigen Chlorophyll a-Funktion beschrieben.

Diese Vereinheitlichung ist anders als in dem bisherigen PSI, für den bisher seeotyp-spezifische Chlorophyll a-(Chl_a)-Grenzwerte hergeleitet wurden (s. u.a. MISCHKE *et al.* 2008), die eine leicht unterschiedliche Steigung der Konzentration je LAWA-Trophie-Einheit in den Seeotypen besaß.

Im neuen Trophie-Index wird ebenfalls anders als bisher nicht mehr nur zwischen sommerlich thermisch geschichteten und den polymiktischen Seen unterschieden, sondern den Seen wird ein Seeotyp mit dem ihm zugeordneten trophischen Referenzzustand zugewiesen, was zu einer größeren Differenzierung und damit zu einer besser angepassten Bewertung führt.

Analog zum neuen Trophie-Index wurden nun auch für den PSI die Seeotyp-spezifischen Bewertungsgrenzen für den Chl a Saisonmittelwert und den Chl a-Maximalwert in 0,5 Trophie-Index-Schritten, ausgehend von der jeweiligen Referenztrophy je Seeotyp, hergeleitet.

Die einheitliche Funktion zwischen Chlorophyll a-Konzentration und LAWA-(Trophie)-Index ist:

$$\text{Chl a-Index} = 0,856 * \ln(\text{Chl a-Sais}) + 0,56$$

Diese Vorgehensweise ist eindeutig für den Saisonmittelwert der Chlorophyll a-Konzentration (s. Tabelle 1) und führt zu gleichbleibenden oder leicht strengeren Bewertungsgrenzen als bisher.

Im Gegensatz dazu hat das Chl a-Maximum in den unterschiedlichen Ökoregionen und mit steigender Trophie einen unterschiedlichen Abstand zum Saisonmittelwert. Dies hängt damit zusammen, dass bei Eutrophierung in den Seengruppen andere Algenklassen dominieren, welche das Verhältnis verschieben. Würde man eine feste Konstante für das Verhältnis von Chl a-Max zu Chl a-Saisonmittel annehmen, wäre die Abweichung zu der bisherigen Bewertung sehr stark. Es wurde angestrebt, eine möglichst einheitliche Vorgehensweise zumindest innerhalb der Tieflandseen anzuwenden, aber gleichzeitig den Abstand zur bisherigen Bewertung gering zu halten.

Es wurden verschiedene Varianten getestet und nach Validierungen ermittelt, das sowohl für die geschichteten als auch für die polymiktischen die Anwendung des Faktors 2 zwischen Chl a-

Saisonmittel und Chl a-Jahresmaximum eine gute Näherung an die stark streuenden Verhältnisse in den Seen darstellt. Im Ergebnis (s. Tabelle 8) bleibt die Bewertung mittels des Chl a-Max-Wertes insbesondere an der "gut-mäßig"-Grenze ähnlich wie zuvor. Eine Ausnahme bilden die Flusseen, die im schlechten Zustand mittels des Chl a-Maximum-Wertes sehr viel milder bewertet werden.

Tabelle 7: Neue und bisherige Klassengrenzen für den Saisonmittelwert der Chlorophyll a-Konzentration ($\mu\text{g/L}$) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, gültig für natürliche und KEV-Seen (k). **Referenztrophy H/G 3,0 anstatt 3,25 für Typ 12.

	Neu						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H/G	5,4	7,2	9,6	12,9	17,3	4,0	7,2
G/M	9,6	12,9	17,3	23,2	31,0	7,2	12,9
M/P	17,3	23,2	31,0	41,5	55,6	12,9	23,2
P/B	31,0	41,5	55,6	74,5	99,8	23,2	41,5
	Bisher						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12	13	14
H/G	7,0	7,0	10,0	12,0	23,0	5,0	7,0
G/M	12,0	12,0	18,0	25,0	32,0	9,0	13,0
M/P	21,0	21,0	33,0	51,0	45,0	15,0	24,0
P/B	37,0	37,0	61,0	107,0	63,0	27,0	45,0

Tabelle 8: Neue und bisherige Klassengrenzen für den Maximalwert der Chlorophyll a-Konzentration ($\mu\text{g/L}$) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, gültig für natürliche und KEV-Seen (k). **Referenztrophy H/G 3,0 anstatt 3,25 für Typ 12.

	Neu						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H/G	11	14	19	26	35	8	14
G/M	19	26	35	46	62	14	26
M/P	35	46	62	83	111	26	46
P/B	62	83	111	149	200	46	83
	Bisher						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12	13	14
H/G	15	15	17	22	43	9	12
G/M	25	25	33	41	62	16	24
M/P	42	42	63	78	88	28	45
P/B	70	70	120	145	123	50	87

Im Access-Programm PhytoSee 5.0 (Testversion August 2012) wurden diese Änderungen der Bewertungsgrenzen für Tieflandseen berücksichtigt. Eine Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse für alle verfügbaren Tieflandseen mit den bisherigen Bewertungsgrenzen in einer Tabelle wurde an den Expertenkreis Seen der LAWA zur Plausibilisierung Anfang August 2012 übergeben (Dateiname: DOKU_Bewertungsänderung_Chla_Adapt_an LAWA_Index.xlsx).

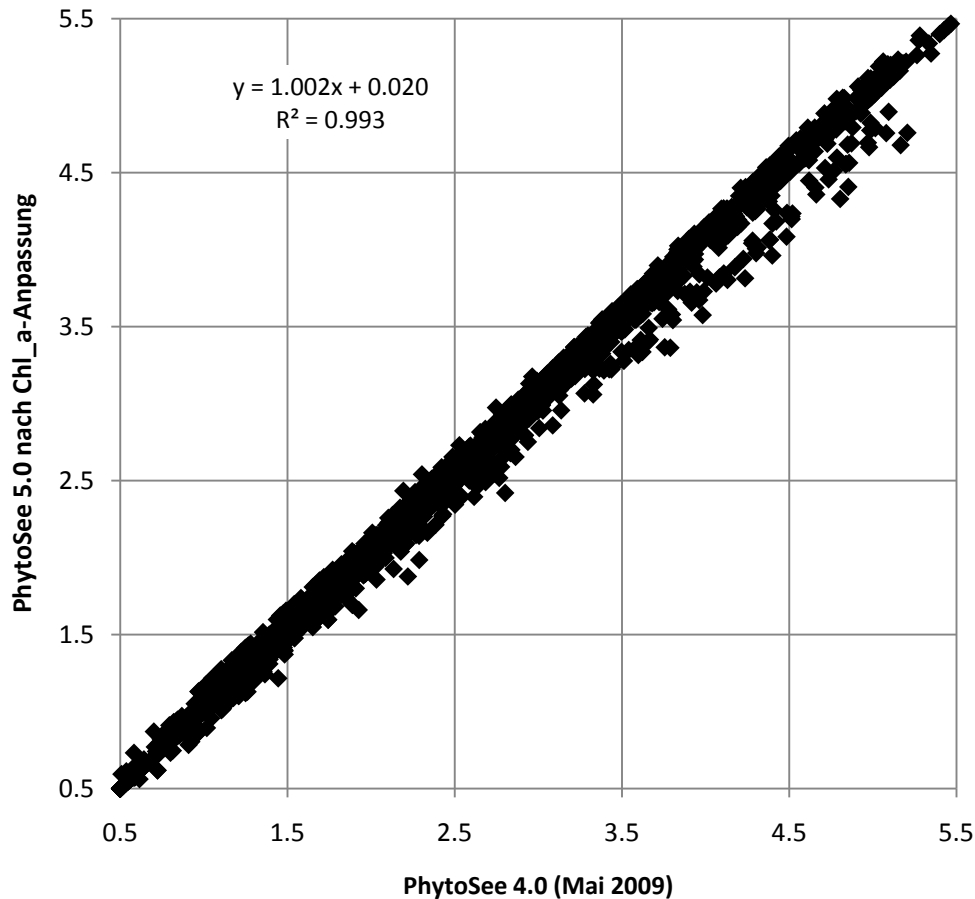


Abb. 6: Gegenüberstellung der PhytoSee-Index Werte berechnet nach dem PhytoSee Tool 4.0 und nach Überarbeitung der Grenzwerte für Chlorophyll a- Saisonmittel für 1.888 Untersuchungsjahre in über 900 Tieflandseen.

2.5.2 Anpassung des Parameters Gesamtbiovolumen an die adaptierte Chlorophyll a-Bewertung

Der Parameter (Gesamt)-Biovolumen wurde bisher im PSI (MISCHKE *et al.* 2008) aus Daten empirisch hergeleitet nach einer Vorklassifizierung mittels der Konzentration von TP und von Chl a je Seetyp. Bei dieser Herleitung wurden vor allem die Flachsseen (Typ 11.2) besonders mild bewertet, während die Flusseen ähnlich streng wie die geschichteten Tieflandseen (Typ 10) anhand des Gesamtbiovolumens bewertet wurden. Diese Bewertungsgrenzen standen im Widerspruch zu den Annahmen der Referenztrophy dieser Seetypen.

Im neuen Projekt steht eine weit größere Anzahl an Daten mit weit höherer Qualität (einheitliche Anwendung des Utermöhl-Verfahrens etc.) zur Verfügung, so dass allein deshalb eine Überprüfung der Bewertungsgrenzen sinnvoll ist. Die Anpassung der Bewertungsgrenzen für Chlorophyll a (kurz Chl_{adapt}) ist ein weiterer Anlass.

Es wurde eine einheitliche Vorgehensweise zur Anpassung der Grenzen für das Gesamtbiovolumen an die Chl_{adapt} für alle Seetypen getestet. Dies erfolgte, indem der neu entwickelte Biovolumen-Index, der im Rahmen der Überarbeitung des Trophie-Index von RIEDMÜLLER (u.a. in MISCHKE *et al.* 2010) entwickelt wurde, analog zu der einheitlichen Chlorophyll a-Funktion im Trophie-Index testweise angewendet wurde. Die Rahmenbedingungen wurden analog durch den jeweiligen Trophie-Referenzzustand im Seetyp gesteckt und es wurde ebenfalls in einer Schrittweite von 0,5 Trophie-Index-Einheiten vorgegangen.

Die einheitliche Funktion zwischen LAWA-(Trophie)-Index und dem Gesamtbiovolumen des Phytoplankton (Saisonmittelwert in mm³/L) ist nach RIEDMÜLLER (u.a. in MISCHKE *et al.* 2010):

$$\text{Biovolumen (mm}^3\text{/L)} = 0,1329 * e^{1,1815 * \text{Trophie-Index}}$$

Tabelle 9: Differenzen in den Klassengrenzen für den Parameter Gesamtbiovolumen (mm³/L) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, die sich ergeben würde zwischen bisheriger Bewertung (MISCHKE *et al.* 2008) und den über eine einheitliche Formel (s. Text) hergeleiteten Klassengrenzen.

	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H_G	0,0	-0,5	0,4	0,9	1,8	-0,4	0,2
G_M	0,8	-0,1	1,4	2,8	0,6	-0,2	1,0
M_P	3,1	1,5	3,9	7,3	-2,5	0,4	2,9
P_B	9,8	6,9	10,1	18,8	-9,8	1,8	7,8

Der Vorentwurf (s. Tabelle 9) wurde bei der LAWA-Sitzung in Berlin im Oktober 2012 vorgestellt. Eine einheitliche Vorgehensweise für alle Seetypen wurde im Ergebnis getestet und als nicht zielführend vom LAWA-Expertenkreis Seen eingestuft. Es wird im Maximum in den meisten Seetypen mehr Biovolumen realisiert, als die Trophie-Index -Biovolumen-Formel vorsieht (Ausnahme Flusseen Typ 12).

Deshalb wird eine Vorgehensweise ausgewählt, welche die spezifischen Seetyp-Relationen zwischen Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen im Datensatz berücksichtigt. Es wurde der Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens in einer log-log Regressionsgrade zum Saisonmittelwert Chl a analysiert.

Es ergibt sich daraus die Funktion

$$\text{Biovolumen (mm}^3\text{/L)} = 0,3028 * \text{Chl a (}\mu\text{g/L)}^{0,9557}$$

Tabelle 10: Neue und bisherige Klassengrenzen für das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons (mm³/L) im Biomasse-Metrics in Tieflandseen der Seetypen 10 bis 14, gültig für natürliche und KEV-Seen (k). **Referenz trophie H/G 3,0 anstatt 3,25 für Typ 12

	Neu						
See-Typ:	10.1	10.2	11.1	11.2	12**	13	14
H_G	1,5	2,0	2,6	3,5	4,6	1,1	2,0
G_M	2,6	3,5	4,6	6,1	8,1	2,0	3,5
M_P	4,6	6,1	8,1	10,7	14,1	3,5	6,1
P_B	8,1	10,7	14,1	18,6	24,6	6,1	10,7
	Bisher						
	10.1	10.2	11.1	11.2	12	13	14
H_G	1,4	1,4	3,0	4,3	6,4	0,7	2,1
G_M	3,3	3,3	6,0	9,0	8,9	1,7	4,4
M_P	7,7	7,7	12,2	18,5	12,5	3,8	9,1
P_B	18,1	18,1	25,1	39,0	17,3	8,0	19,0

Die Bewertung wird durch die veränderten Grenzen für das Biovolumen besonders für die stark degradierten Zustände deutlich strenger (Ausnahme Flusseen), während sie an der G/M-Grenze nur leicht verändert ist.

2.5.3 Rückmeldungen der Bundesländer zur PhytoSee 5.0-Testversion

Die Testversion des Berechnungsprogrammes PhytoSee 5.0 (August 2012) wurde ebenfalls zur Verfügung gestellt und durch Experten in einigen Bundesländern überprüft.

Sie enthielt folgende Überarbeitungen:

- Anpassung der Parameter Chlorophyll a- Saisonmittel und – Maximum für Tieflandseen.
- Alle Änderungen für die Bewertungsgrenzen der Mittelgebirgsseen nach dem Praxistest in den Bundesländern (s. RIEDMÜLLER & HOEHN 2011).
- Eine Übersetzungsliste von DV-kodierten Phytoplanktonbefunden hin zum Code der harmonisierten Taxaliste.
- Ausgabe Datei mit den Fraßgilden für die Zooplanktonbewertung.

Aus Sachsen kam der Wunsch, dass auch die stark sauren Tagebauseen mit dem Tool bewertbar sein sollten und diese Bewertung nicht komplett ausgeblendet wird, wenn zu wenige Indikatorarten vorhanden sind. Außerdem wurde ein Testtool übergeben, welches die Bewertungsschritte für die Bewertung saurer Seen ermöglicht.

Aus Mecklenburg-Vorpommern kam die Rückmeldung, dass in Zukunft die Gewässerbezeichnungen hinsichtlich Name und Messstellen-Nummer direkt aus den Registern der Bundesländer in der Stammtabelle der Seen in PhytoSee übernommen werden sollten.

Das Land Bayern hat eine kurze Zusammenfassung der Überprüfung und des Tests der neuen PhytoSee-Version 5.0 aus bayerischer Sicht vom 29.8.2012 übersendet.

Es wurden Abweichungen in der Typisierung der Seen festgestellt, die zu Unterschieden beim Vergleich der Programm-Versionen und mit den landeseigenen Bewertungen führten. Die aufgeführten Änderungen der Typ-Zuordnung waren eine Ursache für Bewertungsunterschiede und wurden in den Projekt-Datenbanken umgesetzt.

Weiterhin musste aufgeklärt werden, wodurch sich Änderungen an den Bewertungsergebnissen bei gleichbleibendem Typ mit der neuen PhytoSee-Testversion ergeben hatten. Da seit der europäischen Interkalibrierung des Bewertungsverfahrens für den Alpenen Raum eigentlich keine weiteren Änderungen seit Mai 2009 durchgeführt wurden, war eine Abweichung der Ergebnisse nicht erklärbar. Für die AVA-Gewässer (Typ 1- 4) wurde eine eigene Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse und eine Überprüfung vorgenommen.

Dadurch konnte ein Fehler im Bewertungstool PhytoSee 5.0 für AVA-Seen festgestellt werden: Es waren 2 Varietäten von *Closterium acutum* nicht in das neue Tool überführt worden, welche die Abweichungen für den PTSI verursachten. (Taxa-ID 160 *Closterium acutum* var. *linea* und Taxa-ID 161 *Closterium acutum* var. *variabile*).

Da die zwei Taxa in Bayern häufig sind, bewirkte das Fehlen dieser beiden mehr eutroph eingestufteten Taxa eine mildere Bewertung von Seen des Typs 1-4 als nach dem PhytoSee-Tool 4.0.

Der Schliersee hat sich im Jahr 2010 ökologisch verbessert, indem insgesamt deutlich weniger Chl_a und Biomasse als in den Vorjahren gebildet wurde, das Cyanobacteria-Biovolumen unter 1 mm³/L verblieb und deshalb im Algenklassen-Metrik kein „schlechter Zustand“ indiziert wurde sowie in der Artzusammensetzung mehr mesotrophe Arten und weniger Blaualgen auftraten.

Für die Mittelgebirgsseen und Talsperren (Typ 5- 9) wurde eine komplette Verfahrensüberarbeitung durchgeführt (siehe Bericht RIEDMÜLLER & HOEHN 2011, LAWA-Projekt O 7.08), so dass sich die Bewertung deutlich von der Version in PhytoSee 4.0 unterscheiden muss.

Es wurden seitens der bayerischen Experten die starken Jahr-zu-Jahr-Schwankungen in der Bewertungsklasse für die polymiktischen Seen des Typs 6 bemängelt.

In Seen mit relativ geringer Wasserverweilzeit können nasse Jahre diese so verkürzen, dass das Phytoplankton ausgewaschen wird, also nicht das ganze Biomassepotenzial entwickelt. Ähnliche Schwankungen sind auch in Fließgewässern und Flusseen zu beobachten. Zur präzisen Interpretation der Schwankungen sollten deshalb hydrologische Daten und Hintergrundinformationen vorliegen.

2.5.4 Validierung des überarbeiteten Biomasse-Metrics für Tieflandseen

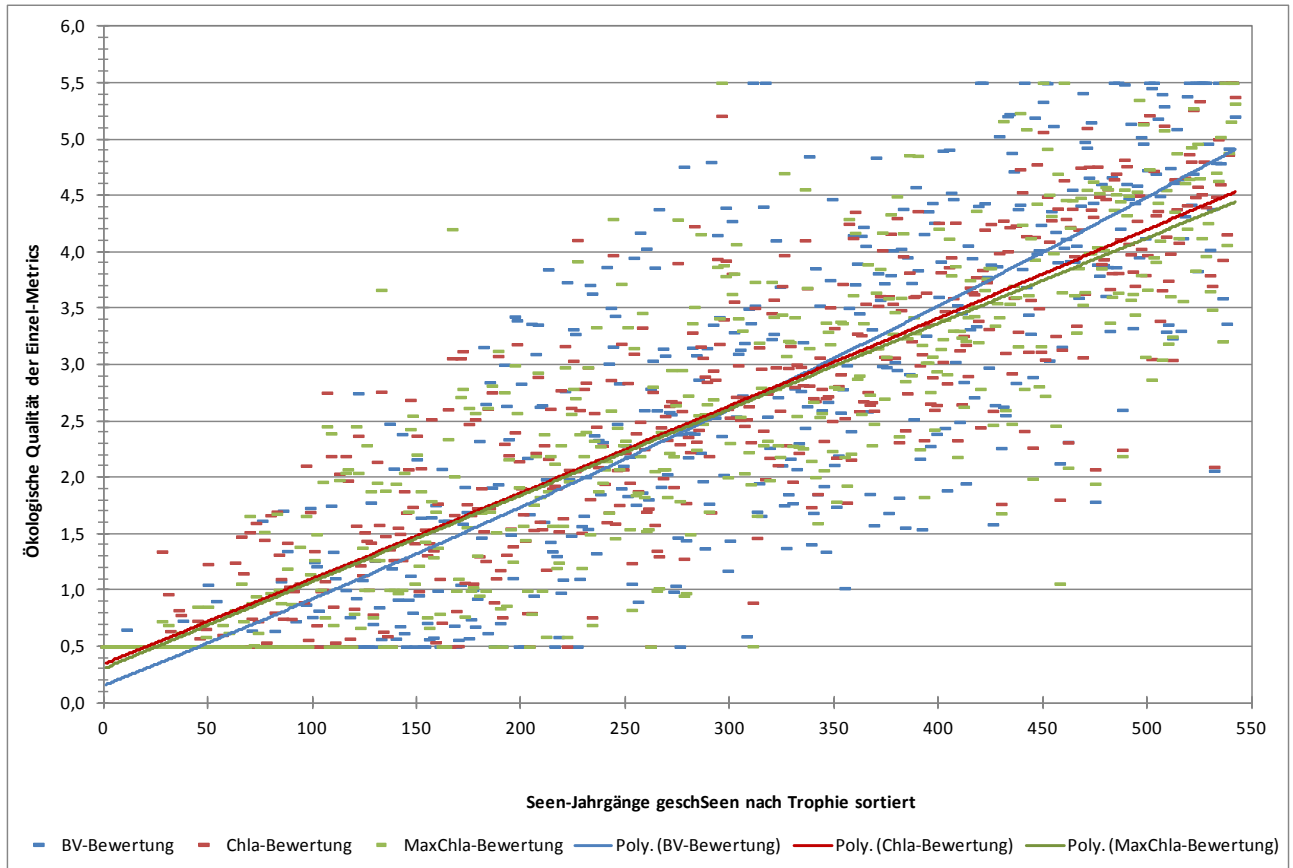


Abb. 7: Konsistenz der Einzel-Metrics im Biomasse-Metric für geschichtete Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=545.

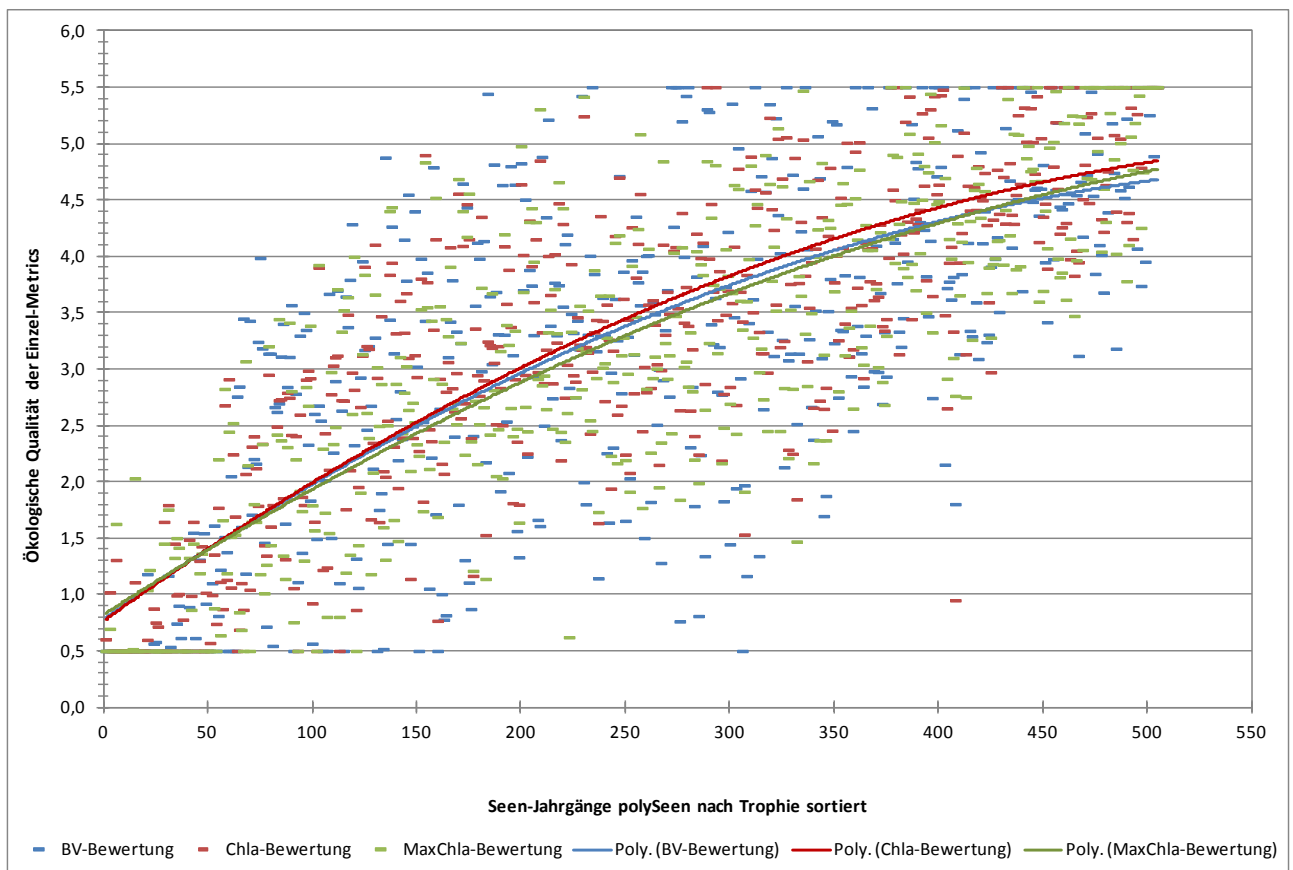


Abb. 8: Konsistenz der Einzel-Metrics im Biomasse-Metric für polymiktische Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=505.

Für die Konsistenztest in den Abb. 7 und Abb. 8 wurden die Seenjährgänge nach Trophie sortiert (TP-BM-Index). Zur Prüfung der Gleichsinnigkeit der Einzel-Metrics wurden in die Datenpunkte polynomische Kurvenanpassungen (2. Grades) gelegt. Die Kalibrationen stimmen für die beiden Seengruppen gut überein. Lediglich die BV-Bewertung bei den geschichteten TL-Seen wird im oberen Trophiebereich in den ÖZK "unbefriedigend" und "schlecht" etwas strenger.

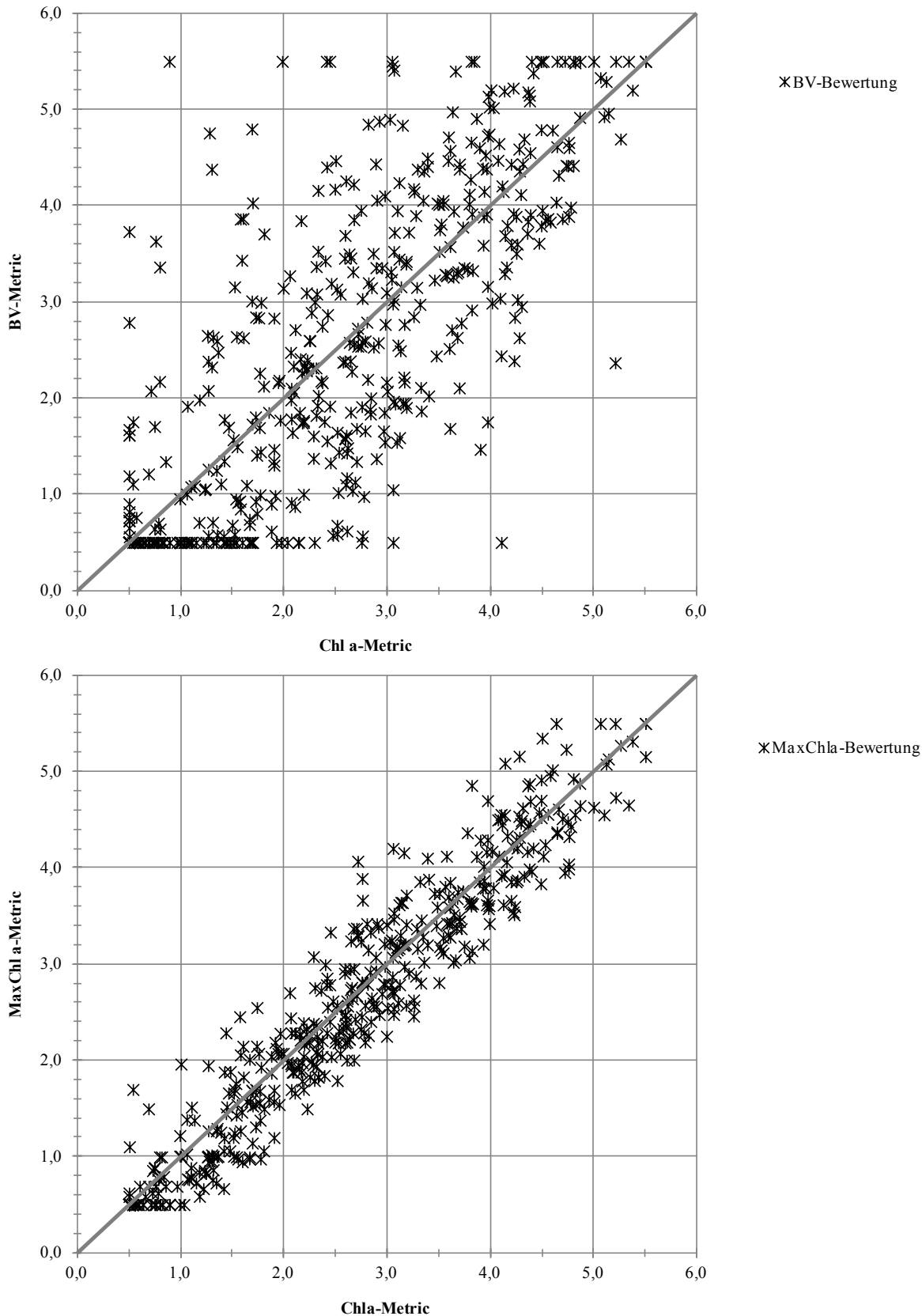


Abb. 9: Ergebnisse des BV-Metrics (oben) und des Chlorophyll a-Metrics (unten) in Bezug zum Chlorophyll a-Metric in geschichteten Seen. Kalibrationsdatensatz N=545, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Ebenso führen die Gegenüberstellungen BV-Metric und Chl a-Maximum-Metric versus Chl a-Metric sowohl bei den geschichteten TL-Seen (s. Abb. 9) als auch bei den polymiktischen TL-Seen (s. Abb. 10) zu konsistenten und zufriedenstellenden Ergebnissen.

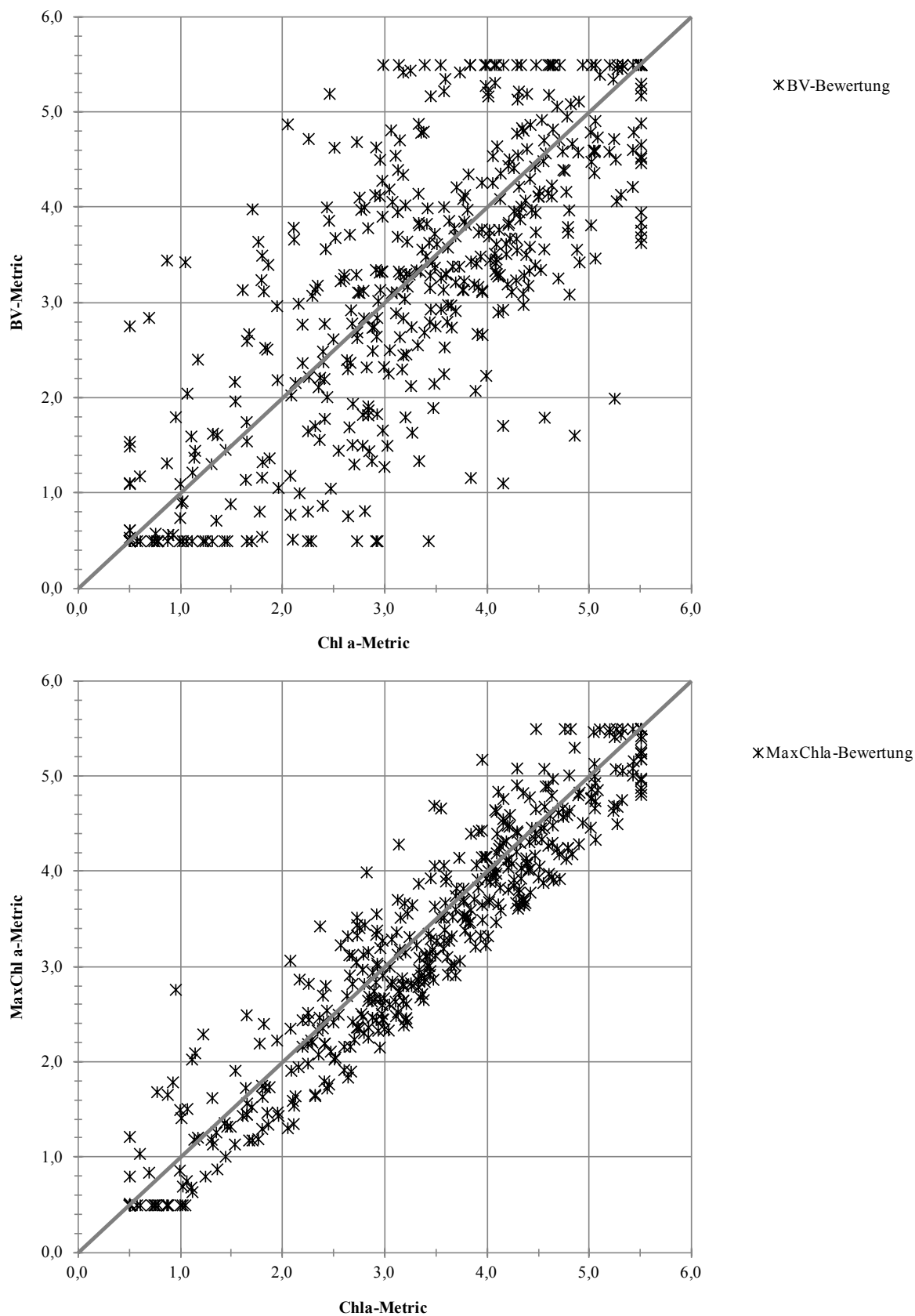


Abb. 10: Ergebnisse des BV-Metrics (oben) und des Chlorophyll a-Metrics (unten) in Bezug zum Chlorophyll a-Metric in polymiktischen Seen. Kalibrationsdatensatz N=505, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

2.6 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für geschichtete Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung

Zur Überprüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) in den Seetypen 10 und 13 wurden zwei Methoden gewählt:

1. Prüfung der Bewertungsformeln –prinzipieller Aufbau des Bewertungssystems - sowie Prüfung der Bewertungsergebnisse nach bisherigem Verfahren gegenüber der Ökologischen Qualität (ÖQ) hinsichtlich TP-BM-Index (Erläuterung des Index Kap. 2.3).
2. Erstellen einer Spearman-Rangkorrelations-Matrix aus der Kalibrationskenngröße TP-Index (s. Kap. 2.3) und der Biovolumina und Dominanzen (Saisonmittelwerte und Mittelwerte Juli-Oktober) der Algenklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae und Euglenophyceae. Ziel: Vorauswahl von indikativen Algenklassen.

2.6.1 Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)

Der bisherige Bewertungsansatz für TL-Seen sieht eine Trennung von natürlichen und KEV-Seen vor. Die KEV-Seen werden als k-Typen eingestuft (z.B. 14k) und werden mit eigenen, seetypspezifischen Algenklassen-Funktionen und einer eigenen Indikatorliste bewertet ("TgeschAWB"). Nach Prüfungen von HOEHN *et al.* (2009) hatten weder die Anwendung der AK-Metrics für natürliche Seetypen noch die entsprechenden Indikatorlisten nach MISCHKE *et al.* (2008 und 2009a) zu plausiblen Bewertungsergebnissen für die KEV-Seen im Tiefland (v.a. Baggerseen und Tagebauseen) geführt.

Tabelle 11: Bisherige Formeln der Algenklassenbewertung je nach Seetyp (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) sowie Lage der seetypspezifischen Referenztrophi nach MISCHKE *et al.* (2008). Sortierung nach Referenztrophi.

PP-Seetyp	Referenztrophi/ Grenze sehr gut/gut Trophieklasse nach LAWA (1999)	Algenklassen-Bewertungsformel zur Berechnung der ÖQ	Bemerkung/Kritikpunkte
Chlorophyceae			
13	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	identische Bewertung der Seetypen trotz unterschiedlicher Lage der Referenztrophi → Überarbeitung notwendig
10.1	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	
10.2	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	
13k	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,1167 * \ln(BV-JO) + 5,8066$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.1k	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,2707 * \ln(BV-JO) + 5,9235$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.2k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,5582 * \ln(BV-JO) + 5,0098$	identische Bewertung, s. oben
Chrysophyceae			
13	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	identische Bewertung der Seetypen trotz unterschiedlicher Lage der Referenztrophi → Überarbeitung notwendig
10.1	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	
10.2	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	
13k	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4427 * \ln(\% \text{ Sais}) + 3,9854$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.1k	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = -1,4389 * \ln(\% \text{ Sais}) + 3,8186$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.2k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4174 * \ln(\% \text{ Sais}) + 2,7817$	identische Bewertung, s. oben
Dinophyceae + Cyanobacteria			
13	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	identische Bewertung der Seetypen trotz unterschiedlicher Lage der Referenztrophi → Überarbeitung notwendig
10.1	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	
10.2	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	
13k	1,75 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,1018 * \ln(BV-JO) + 3,3222$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.1k	2,00 (mesotroph 1)	$\ddot{O}Q = 1,0532 * \ln(BV-JO) + 3,205$	y-Achsenabschnitt bzw. Ankerwert prüfen
10.2k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,248 * \ln(BV-JO) + 1,6359$	identische Bewertung, s. oben

ÖQ = Ökologische Qualität; Seetypen mit Suffix k = KEV-Seen; PP = Phytoplankton; BV = Biovolumen in mm³/L; Sais = Saisonmittel; JO = Juli-Oktober-Mittelwert.

Die Aufstellung der bisherigen Algenklassen-Bewertungsformeln in Tabelle 11 zeigt folgende Auffälligkeiten:

- Alle drei natürlichen Seetypen werden mit identischen Bewertungsformeln behandelt. Durch die unterschiedliche Lage der Referentzrophie der Seetypen müssten sich die Formeln zumindest im y-Achsenabschnitt, d.h. im unteren Ankerpunkt der Bewertung, unterscheiden. Hier liegt ein Kalibrationsfehler vor.

- Für die KEV-Seetypen sind die Ankerwerte der Bewertungs-Formeln für die Seetypen etwas plausibler angepasst, die unteren Ankerwerte der Funktionen müssten jedoch etwa 0,5 Zustandsklassen auseinander liegen (0,25 Trophie-Indexeinheiten Unterschied in der Referentzrophie entsprechen 0,5 ökologischen Zustandsklassen-Einheiten, s. Tabelle 6).

Grafische Validierung der Teil-Metrics Chlorophyceae, Chrysophyceae sowie Dinophyceae+ Cyanobacteria für geschichtete Tieflandseen – bisheriges Bewertungsverfahren PhytoSee 4.0:

Die "grafische Prüfung" der bisherigen Algenklassen-Bewertung erfolgt entlang des TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) bzw. entlang einer daraus abgeleiteten Größe, dem ÖQ TP-BM-Index, der aufgrund der Berücksichtigung der Referentzrophie eine Bewertungsgröße in der Skala der ökologischen Zustandsklassen darstellt (s. Kap. 2.3). Eine Metric-Anpassung ist dann als gelungen anzusehen, wenn eine gute Korrelation mit dem Stressor Trophie besteht, d.h. wenn die lineare Regressions-Anpassung der Datenpunkte nahe der Ausgleichsgeraden liegt und eine geringe Streuung aufweist.

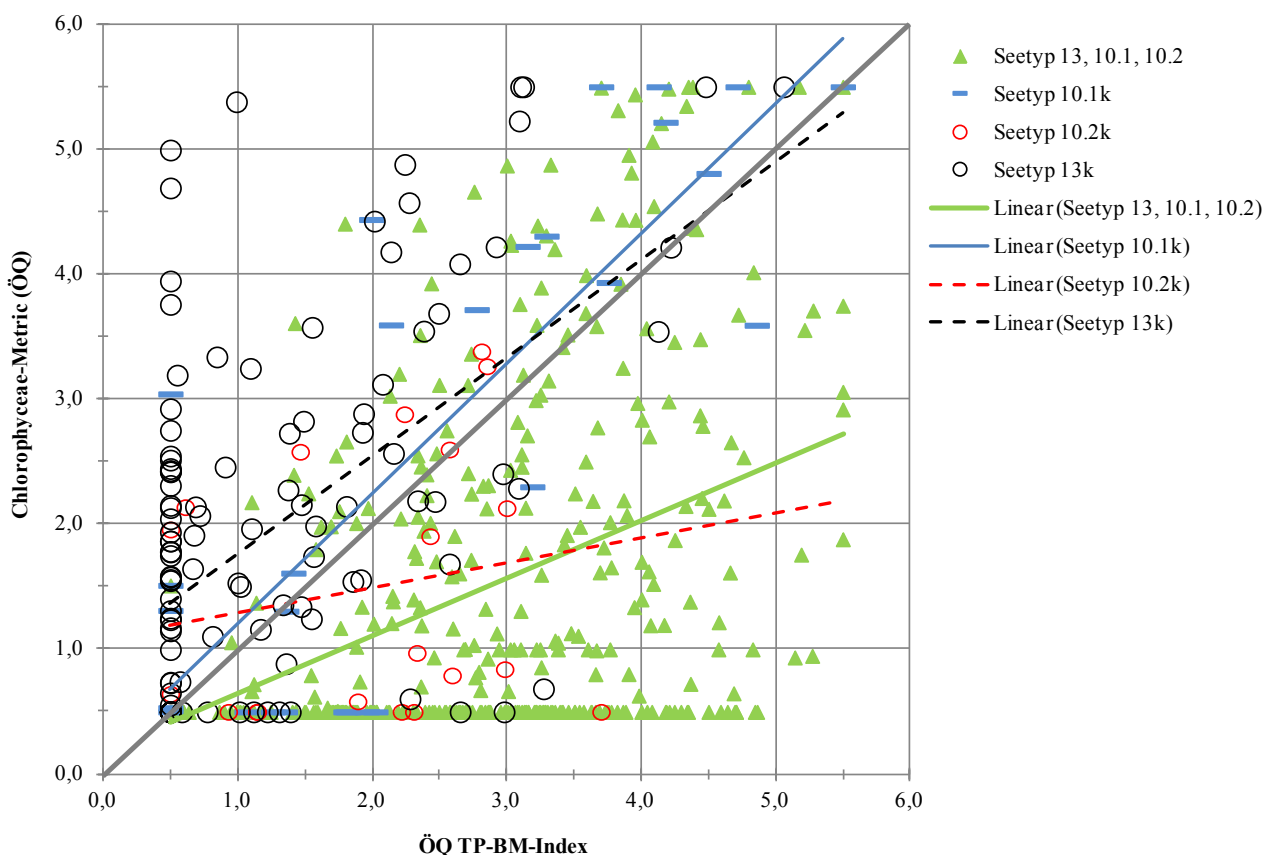


Abb. 11: Validierung der Algenklassenbewertung mit **Chlorophyceae** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

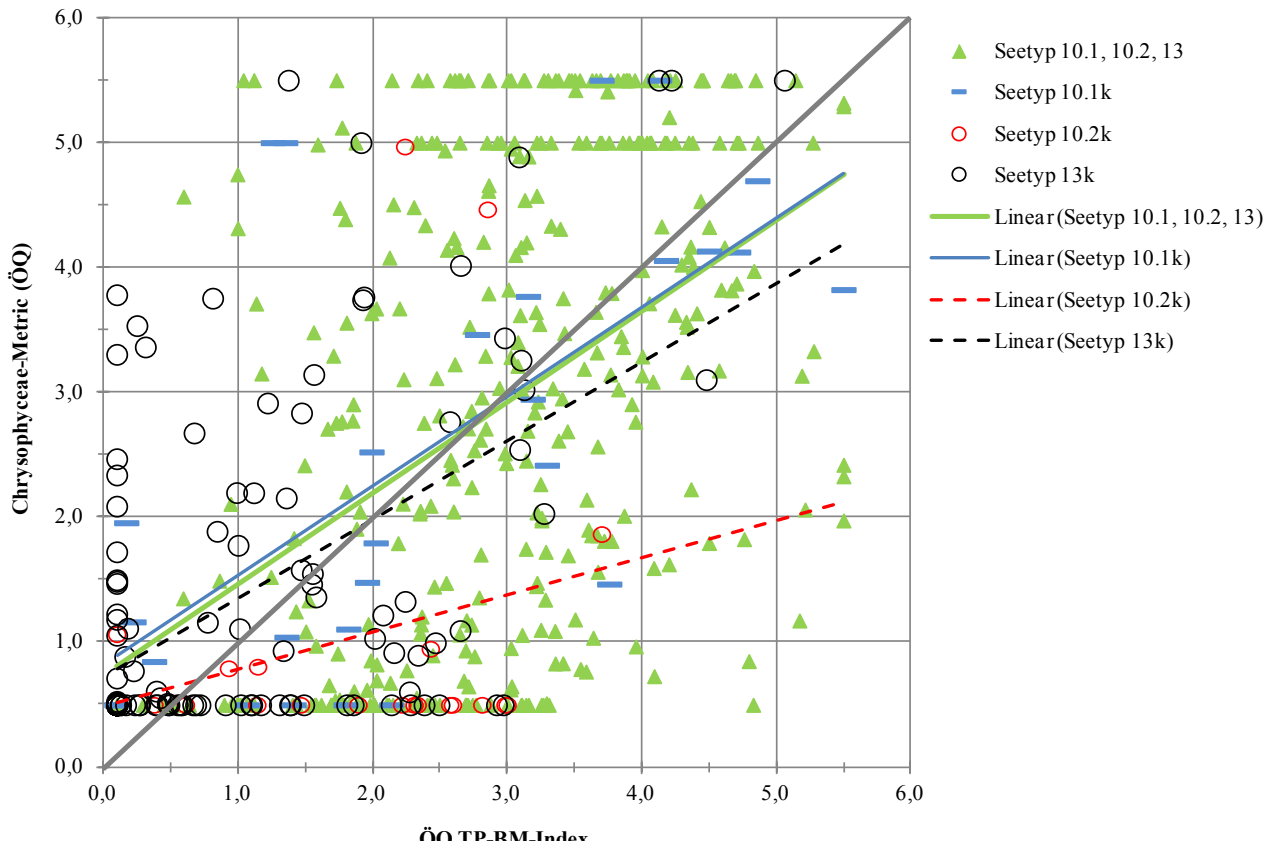


Abb. 12: Validierung der Algenklassenbewertung mit **Chrysophyceae** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

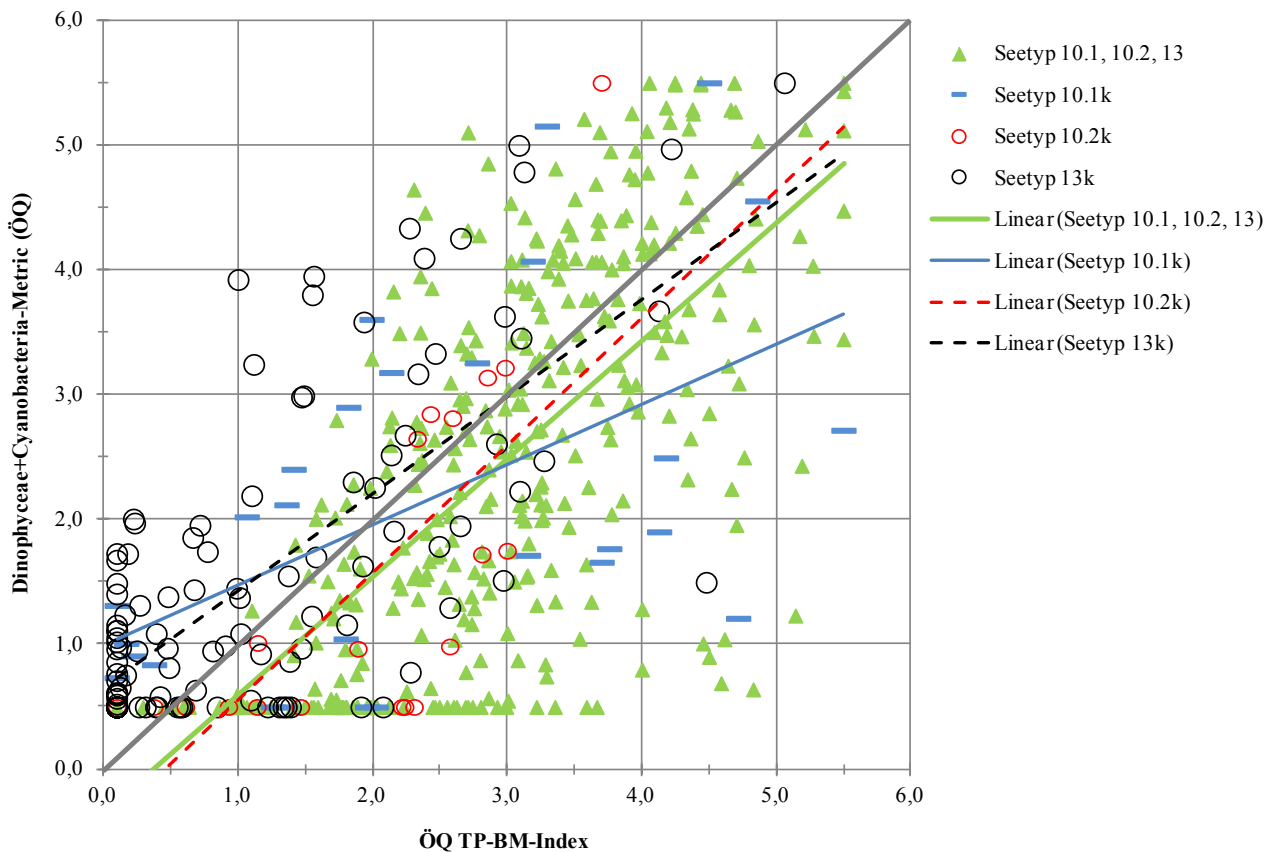


Abb. 13: Validierung der Algenklassenbewertung mit **Dinophyceae+Cyanobacteria** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

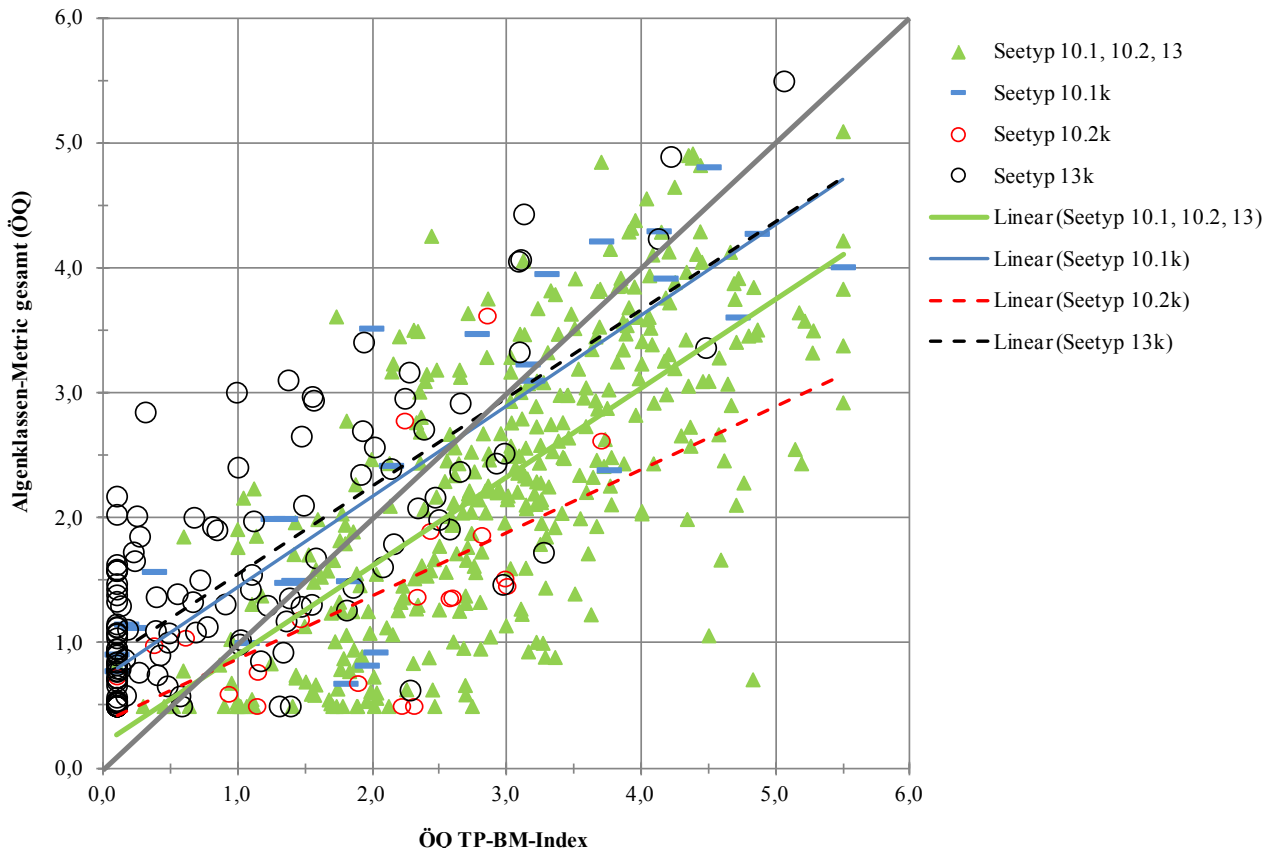


Abb. 14: Validierung der **Algenklassenbewertung gesamt** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des Tieflands (Seetypen 10 und 13). Kalibrationsdatensatz N = 542. Bewertungsformeln für 10.1, 10.2, 13 und 10.2k sind identisch.

Ergebnis der Validierung der bisherigen AK-Bewertung und Fazit:

- Die identischen **Bewertungsformeln** für die drei natürlichen Seetypen 10.1, 10.2 und 13 folgen nicht der unterschiedlichen Lage der Referenztrophy der Seetypen (s. sehr gut/gut-Grenze in Tabelle 11). Die Gleichbehandlung stellt einen Kalibrationsfehler dar. Ebenso werden die Formeln für die KEV-Seetypen der jeweiligen Lage der Referenztrophy nicht gerecht und die unteren Ankerwerte müssen geprüft und angepasst werden.
- Die grafische Analyse des **Chlorophyteen**-Metrics (s. Abb. 11) zeigt für die natürlichen Seetypen eine sehr große Streuung. Insbesondere die eutrophenen Gewässer werden viel zu gut bewertet. Die Seen des Typs 13k erhalten dagegen zu strenge Bewertungen. Die beste Kalibration liegt für den Typ 10.1k vor, wobei auch hier die mehr oligotrophen Seen der Gruppe etwas zu strenge Ergebnisse bekommen. Eine Anpassung der Kalibration ist für alle Seetypen zu empfehlen.
- Die Bewertung mit **Chrysophyteen** weist bei den natürlichen Seen sowie im Typ 10.2k und 13k enorme Streuungen auf. Die stimmigste Bewertung erfolgt beim Typ 10.1k. Eine Überarbeitung aller Beziehungen und ggf. das Einführen von Mindest-Dominanzen für die Bewertung mit Chrysophyteen sind zu empfehlen.
- Das **Dinophyceae+Cyanobacteria**-Metric weist insgesamt geringere Streuungen und bessere Kalibrationen auf. Anpassungen sollten dazu führen, dass die oligotrophen natürlichen Seen etwas strenger und die KEV-Seen des Typs 13k weniger streng bewertet werden.

2.6.2 Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration

Als erster Schritt erfolgte eine Überprüfung, ob natürliche und KEV-Seen hinsichtlich Algenklassen-Bewertung gemeinsam behandelt werden können. Es zeigte sich, dass sich die geschichteten KEV-Seen gut in die größere Gruppe der natürlichen Seen eingliedern. Viele der jüngeren Bagger- und Tagebauseen sind deutlich oligotropher als die natürlichen Seen und ergänzen die Gruppe im unteren Bereich der Trophie-Skala. Beispiele sind in der Abb. 15 gegeben.

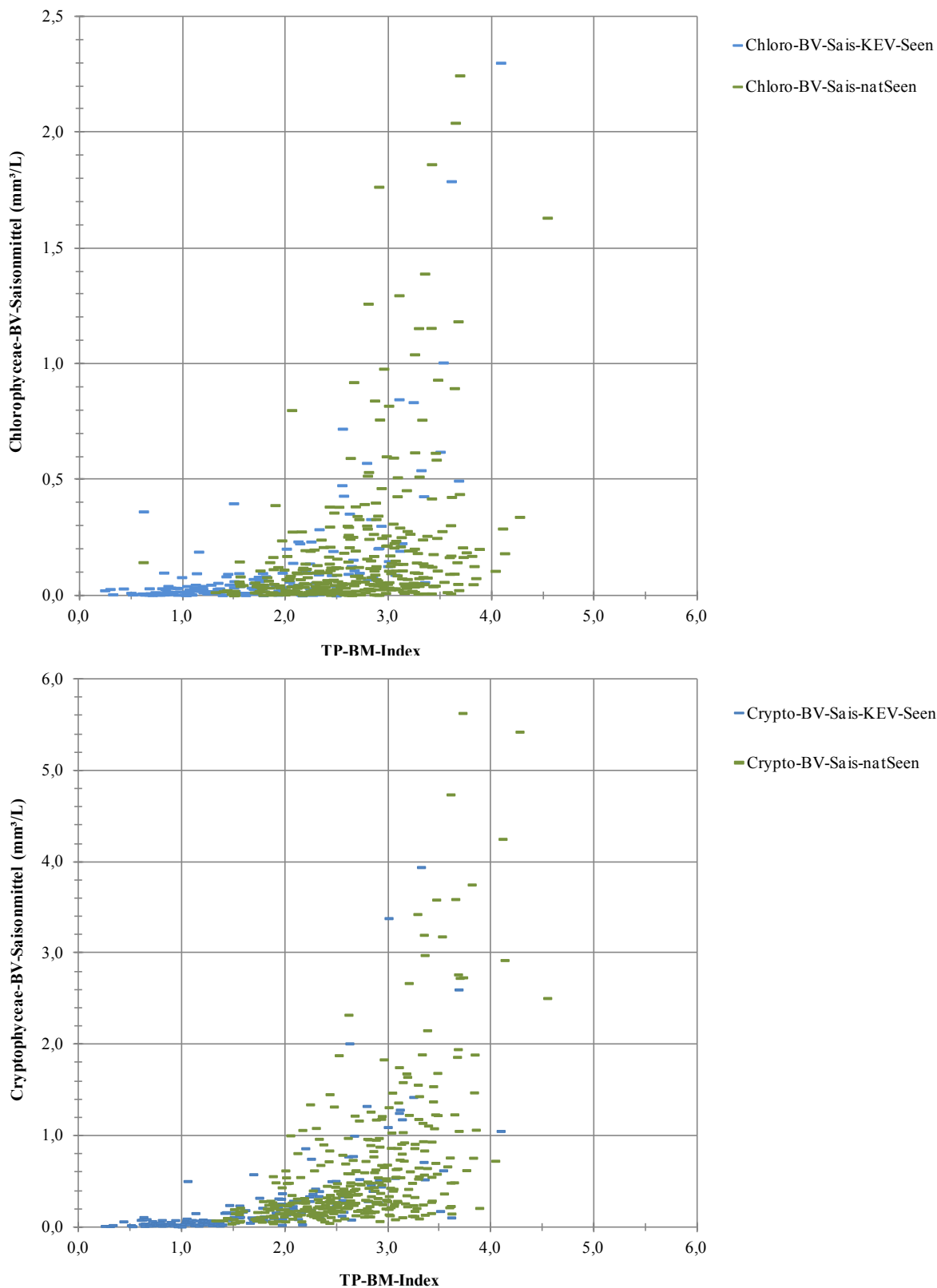


Abb. 15: Biovolumen-Saisonmittel (BV-Sais) der **Chlorophyceae** (oben) und **Cryptophyceae** (unten) in geschichteten natürlichen und KEV-Seen des norddeutschen Tieflands. Seetypen 10 und 13 (k). Kalibrationsdatensatz N = 542.

Für die weiteren Analysen in Kap. 2.6.3 wurden nur diejenigen Algenklassen und Kenngrößen mitgeführt, die sich in den Spearman-Rang-Korrelationsanalysen als höchst signifikant und mit Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ darstellten (s. Tabelle 12, grüne Kennzeichnung). Als Kalibrationskenngrößen wurden der TP-Index und der TP-BM-Index verwendet (Erläuterung zu den Indices s. Kap. 2.3). Bei der Einbindung des TP-BM-Index in die Korrelationsprüfungen muss der autokorrelative Effekt berücksichtigt werden. Als Prüfgrößen wurden zwei verschiedene Abundanz-Kenngrößen – der Biovolumen-Mittelwert (mm^3/L) und die Dominanz (%) - sowie zwei verschiedene Mittelwerte – das Saisonmittel (Sais) und das Sommermittel von Juli bis Oktober (JO) - getestet. Die jeweils höher korrelierte Kenngröße wurde für die weiteren Analysen ausgewählt.

Tabelle 12: Korrelationskoeffizienten der Spearman-Rangkorrelation (SPSS 11.0.0) zwischen Trophiekenngrößen und dem Vorkommen von Algenklassen (Dominanz oder Biovolumen) in geschichteten Tieflandseen.

Trophie- kenngröße versus...	Bacillario- phyceae		Chloro- phyceae		Chryso- phyceae		Crypto- phyceae		Cyano- bacteria		Dino- phyceae		Eugleno- phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
Mittelwert	Saisonmittelwert													
TP-Index	0,55	-0,08	0,40	-0,17	-0,21	-0,62	0,66	0,01	0,60	0,44	0,50	-0,07	0,15	0,06
Irrtumswahrsch.	0,000	0,060	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,765	0,000	0,000	0,000	0,119	0,000	0,182
TP-BM-Index	0,66	-0,15	0,54	-0,18	-0,11	-0,63	0,75	-0,14	0,74	0,53	0,62	-0,10	0,27	0,15
Irrtumswahrsch.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,021	0,000	0,001
Mittelwert	Mittelwert von Juli bis Oktober													
TP-Index	0,43	-0,16	0,31	-0,23	-0,22	-0,58	0,59	-0,17	0,63	0,47	0,50	-0,04	0,14	0,07
Irrtumswahrsch.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,349	0,001	0,110
TP-BM-Index	0,49	-0,24	0,42	-0,26	-0,14	-0,59	0,67	-0,31	0,76	0,56	0,61	-0,07	0,25	0,16
Irrtumswahrsch.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,107	0,000	0,000

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der Algenklasse je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der Algenklasse je Zeitraum. TP-Index sowie TP-BM-Index (Erläuterung s. Kap. 2.3), Irrtumswahrsch. = Irrtumswahrscheinlichkeit, grün unterlegt = Irrtumswahrscheinlichkeit $< 0,001$ und Korrelationskoeffizient $\geq 0,40$, Anzahl Wertepaare 539-545, Kalibrationsdatensatz gesch TL-Seen.

Die in Tabelle 12 vorselektierten Algenklassen und Kenngrößen wurden in Grafiken und Regressionen in der Regel mit dem TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) getestet. Die Ergebnisse der Prüfungen sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Die Neu-Kalibrierung erfolgte zunächst mit einer Trophieklassifizierung der Algenklassen, d.h. mit Korrelationen und Regressionen zum Klassifikations-Index "TP-BM-Index". Erst im Nachgang wurden dann die Bewertungsfunktionen für die einzelnen Seetypen unter Berücksichtigung der trophischen Referenzwerte angepasst (vgl. Kap. 2.3). Die in diesem Zwischenschritt entstandenen Trophieklassengrenzen und Formeln (s. Tabelle 14 und Tabelle 15) können demnach zur Trophie-Klassifizierung in den entsprechenden Seegruppen verwendet werden.

Die Bacillariophyceae konnten im bisherigen Verfahren für keine Seegruppe als trophieindikativ erkannt werden (vgl. MISCHKE *et al.* 2009b, RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). In den hier getesteten Seetypen (s. Tabelle 12 und Tabelle 13) zeigt sich jedoch eine Eignung. Eine Biovolumen- Saisonmittel-Summe mit den Chlorophyceae erwies sich dabei als gut kombinierte Kenngröße.

Wie erwartet können sowohl die Crypto- als auch die Cyanophyceae zur Bewertung herangezogen werden (s. Tabelle 13). Für die letztgenannten ergab sich mit den etwas schwächer mit der Trophie

korrelierenden Dinophyceae eine geeignete kombinierte Kenngröße. Für diese beiden Algenklassen stellt der Sommermittelwert die etwas besser korrelierte Kenngröße dar. Dieser Teil-Metric war von MISCHKE *et al.* (2008) bereits ebenfalls als geeignet gefunden worden.

Die Chrysophyceae, deren Dominanz mit steigender Trophie abnimmt, stellen die am schwächsten korrelierte Algenklasse dar. Dennoch wurden diese als stabilisierende Größe wieder in den Algenklassen-Metrics integriert. Das Einführen einer BV-Untergrenze von 0,4 mm³/L war sinnvoll, da Seen mit mäßiger Trophie, in denen aus im einzelnen nicht klärbaren Gründen keine Chrysophyceae vorkommen, zu schlecht eingestuft werden.

Tabelle 13: Getestete Algenklassen für Trophie-Indikation in geschichteten Tieflandseen (Seetypen 10 und 13, inklusive KEV-Seen), Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Entscheidung für die zukünftige Anwendung.

Potenzielles Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Eignung nach Kap. 2.6.1	Eignung nach Test	Erläuterung, Korrelation zum Stressor Trophie
Bacillariophyceae BV	nein	alleine nein, gemeinsam mit Chloro	Korrelation signifikant positiv, aber relativ schwach
Chlorophyceae-BV	Chlorophyceae-BV-JO, große Streuung, Verbesserung der Kalibration notwendig	alleine nein, gemeinsam mit Bacillar	positive Korrelation, Chlorophyceae-BV-Sais hat bessere Korrelation als JO
Bacillario+Chlorophyceae	nein	ja	Addition der Biovolumina hat gute positive Korrelation
Chrysophyceae %	Chrysophyceae-Dom-Sais	ja	mäßig gute negative Korrelation, Untergrenze sinnvoll
Cryptophyceae BV	nein	ja	gute positive Korrelation
Crypto+Chlorophyceae	nein	nein	keine deutliche Verbesserung durch Zusammenlegen zu erreichen, Crypto besser alleine, Chloro besser mit Bacillariophyceae
Dino+Cyanophyceae-BV JO	ja, gute Eignung, Verbesserung der Kalibration notwendig	ja	Cyanophyceae-BV hat gute positive Korrelation, Dinophyceae schwächere positive Korrelation, Addition der BV ergibt nochmal deutlich bessere Korrelation als Cyano alleine, JO geringfügig besser als Sais, BV-Untergrenze getestet, aber nicht sinnvoll
Cyanophyceae BV-JO	im Dino-Cyan-Metric	alleine nein, mit Dino	gute positive Korrelation
Dinophyceae-BV-Sais/JO	im Dino-Cyan-Metric	alleine nein, mit Cyano	positive Korrelation, s. oben

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der "Algenklasse" je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der "Algenklasse" je Zeitraum. JO = Mittelwert (BV oder Dominanz) von Juli bis Oktober, Sais = Saisonmittelwert von April bis Oktober.

2.6.3 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen

Tabelle 14: Trophie-Klassengrenzen für Algenklassen-Metrics in geschichteten Tieflandseen, gültig für natürliche und KEV-Seen. BV = Biovolumen, JO = Mittelwert von Juli bis Oktober.

Trophie-Index	geschichtete Tieflandseen (Seetypen 10 und 13)			
	Bacillario+Chlorophyceae BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Chrysophyceae- Dominanz-Saisonmittel (%)	Cryptophyceae BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Dino+Cyanophyceae BV-JO (mm ³ /L)
1,25	0,18	10,1	0,07	0,14
1,50	0,24	7,7	0,10	0,22
1,75	0,32	5,9	0,13	0,34
2,00	0,43	4,5	0,18	0,53
2,25	0,57	3,4	0,25	0,83
2,50	0,77	2,6	0,34	1,3
2,75	1,03	2,0	0,47	2,0
3,00	1,38	1,5	0,65	3,1
3,25	1,86	1,2	0,89	4,8
3,50	2,49	0,9	1,22	7,4
4,00	4,47	0,5	2,30	17,9
4,50	8,04	0,3	4,34	43,1
		nur für Dominanzen ≥ 0,4 %		

Im Fall des Chrysophyceen -Metric war es für die Plausibilität der Ergebnisse notwendig, ein Mindest-Biovolumen zu definieren, oberhalb dessen die Einstufung dann anspricht.

In manchen Tagebauseen, z.B. Hufeisensee (ST), Neffelsee (NW), Sandersdorfer See (ST) oder Raßnitzer See (ST) sowie in manchen Baggerseen in BW, wurden weniger Chrysophyceen gefunden als in natürlichen Seen vergleichbarer Trophie. Dies führt zu größeren Streuungen in diesem Teil-Index (s. Tabelle 15). Im Gesamtkontext wiesen die Chrysophyceen jedoch eine ausreichende Eignung auf.

Tabelle 15: Trophie-Klassifikation in geschichteten Tieflandseen - natürliche und KEV-Seen - mit Algenklassen. (y = AK-Trophieklassifikations-Index; x = jeweiliger Algenklassen-Parameter; BV = Phytoplankton-Biovolumen, % = Dominanz; Sais = Saisonmittelwert, fett gedruckt: Werte-Grenzen der Klassifikation.

Algenklasse oder Algenklasse-Gruppe	Funktion zur Trophieklassifizierung	Bestimmtheitsmaß R ² der exponentiellen Anpassung zwischen AK-Kenngröße und TP-BM-Index
Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 0,8524 \cdot \ln(x) + 2,7229$	0,52
Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz ≥ 0,4%	$y = -0,924 \cdot \ln(x) + 3,383$	0,36
Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 0,7884 \cdot \ln(x) + 3,3432$	0,62
Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 0,5693 \cdot \ln(x) + 2,3579$	0,63

Anhand der Klassengrenzen in Tabelle 14 und der Formeln in Tabelle 15 kann eine Trophieklassifikation mit dem relativen oder absoluten Vorkommen der Algenklassen durchgeführt werden. Der so

berechnete Klassifikations-Index ist auf die Skala des Trophie-Index kalibriert. Unter Abgleich mit der Referenztrophy der Seetypen (vgl. Kap. 2.3) wurden die Bewertungsfunktionen abgeleitet (s. Tabelle 16).

Tabelle 16: Seetyp- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen für geschichtete Tieflandseen. (y = Algenklassen-Metric/Bewertungszahl, x = jeweiliger Parameter, JO = Juli bis Oktober).

Seetyp	Algenklassen-Parameter	Bewertungsfunktionen
13 (k)	Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,7049 * \ln(x) + 3,4457$
	Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz > 0,4%	$y = - 1,848 * \ln(x) + 4,766$
	Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,5768 * \ln(x) + 4,6864$
	Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 1,1387 * \ln(x) + 2,7158$
10.1 (k)	Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,7049 * \ln(x) + 2,9457$
	Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz > 0,4%	$y = - 1,848 * \ln(x) + 4,266$
	Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,5768 * \ln(x) + 4,1864$
	Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 1,1387 * \ln(x) + 2,2158$
10.2 (k)	Bacillario+Chlorophyceae BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,7049 * \ln(x) + 2,4457$
	Chrysophyceae-%-Sais, Dominanz > 0,4%	$y = - 1,848 * \ln(x) + 3,766$
	Cryptophyceae-BV-Sais (mm ³ /L)	$y = 1,5768 * \ln(x) + 3,6864$
	Dino+Cyanophyceae-BV-JO (mm ³ /L)	$y = 1,1387 * \ln(x) + 1,7158$

2.6.4 Korrelation zwischen Algenklassen-Index und Stressor-Kenngrößen

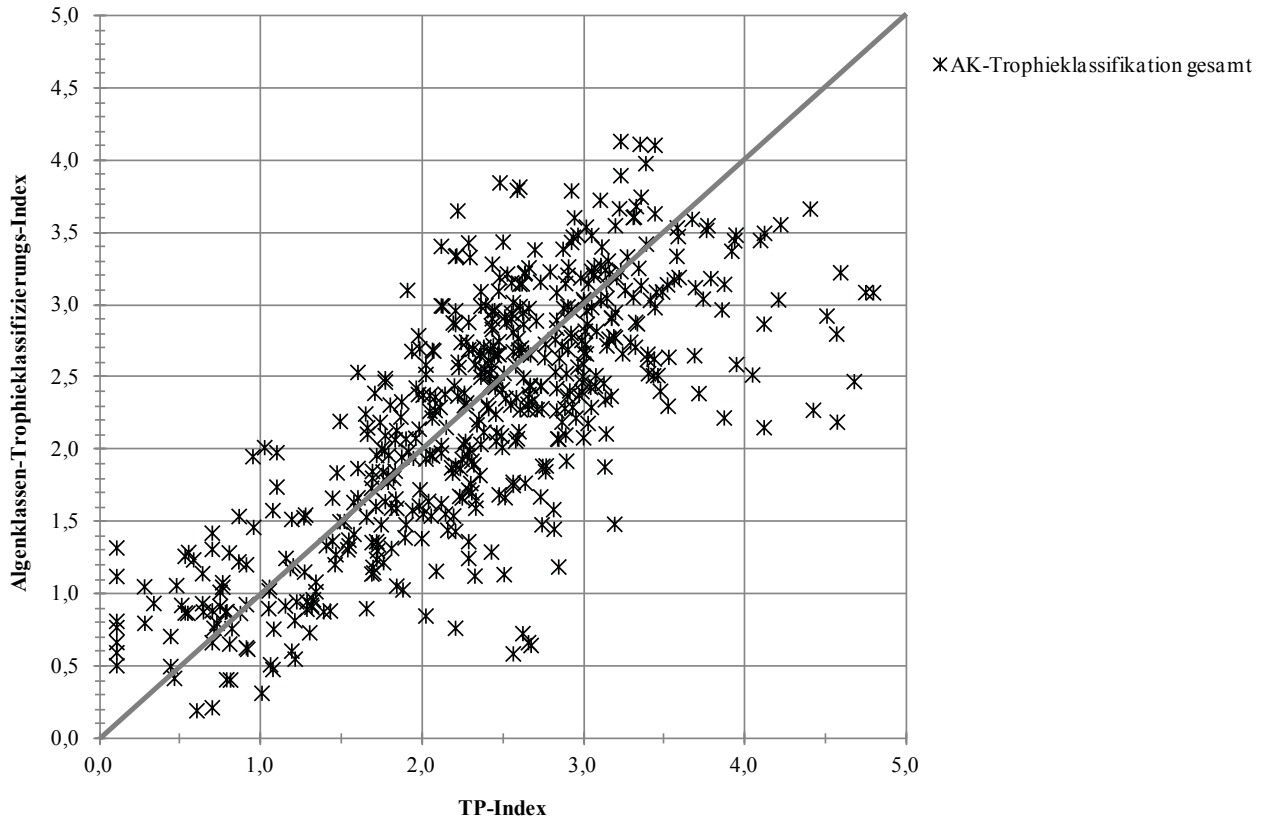


Abb. 16: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-Index. Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen, N = 518, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

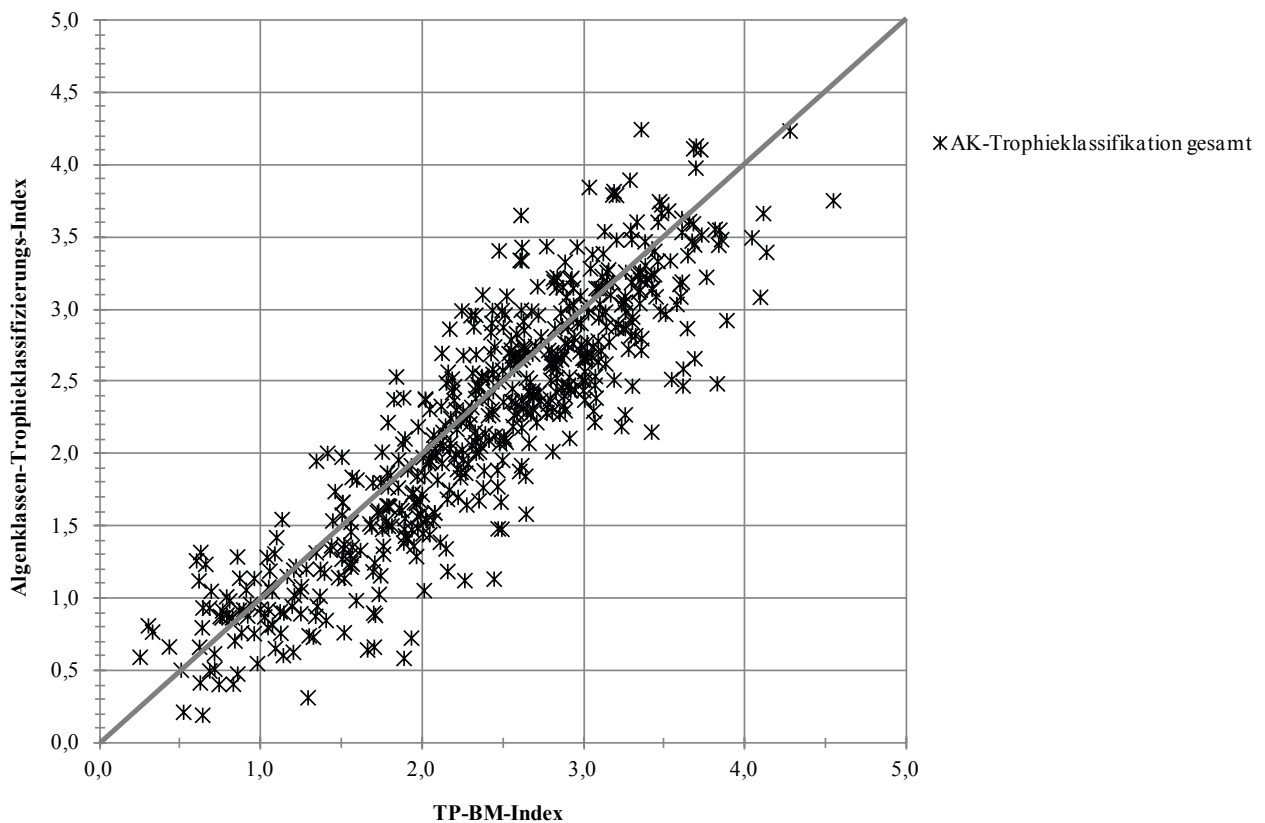


Abb. 17: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-BM-Index. Kalibrationsdatensatz gesch TL-Seen, N = 542, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die Tests zur Korrelation der Algenklassen-Trophieklassifizierung (Anwendung der Formeln in Tabelle 15) mit den Stressor-Kenngrößen TP-Index und TP-BM-Index (Berechnung s. Kap. 2.3) zeigen gute Korrelationen und relativ geringe Streuungen um die Ausgleichsgerade. Eine Eignung der Verwendung von Algenklassen zur Trophie-Indikation ist hiermit gut belegt. Die Vorteile des multimetrischen Ansatzes kommen bei den Algenklassen im Besonderen zum Tragen. Die Indikations-Schwächen einzelner Algenklassen bzw. deren "Versagen" bei der Ansprache einzelner Seen werden im Gesamtindex gut kompensiert, so dass insgesamt eine gute Zuverlässigkeit der Indikation hergestellt wird.

2.6.5 Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für geschichtete Tief-landseen

Die in den vorhergehenden Kapiteln entwickelte Algenklassen-Trophie-Bewertung für die Seetypen 10.1, 10.2 und 13 inklusive der KEV-Seen wird in der Abb. 18 der bisherigen Algenklassenbewertung gegenübergestellt. Als Kalibrations- bzw. Stressor-Kenngröße wurde die Bewertungsgröße ÖQ TP-BM-Index und ÖQ TP-Index (s. Kap. 2.3) verwendet.

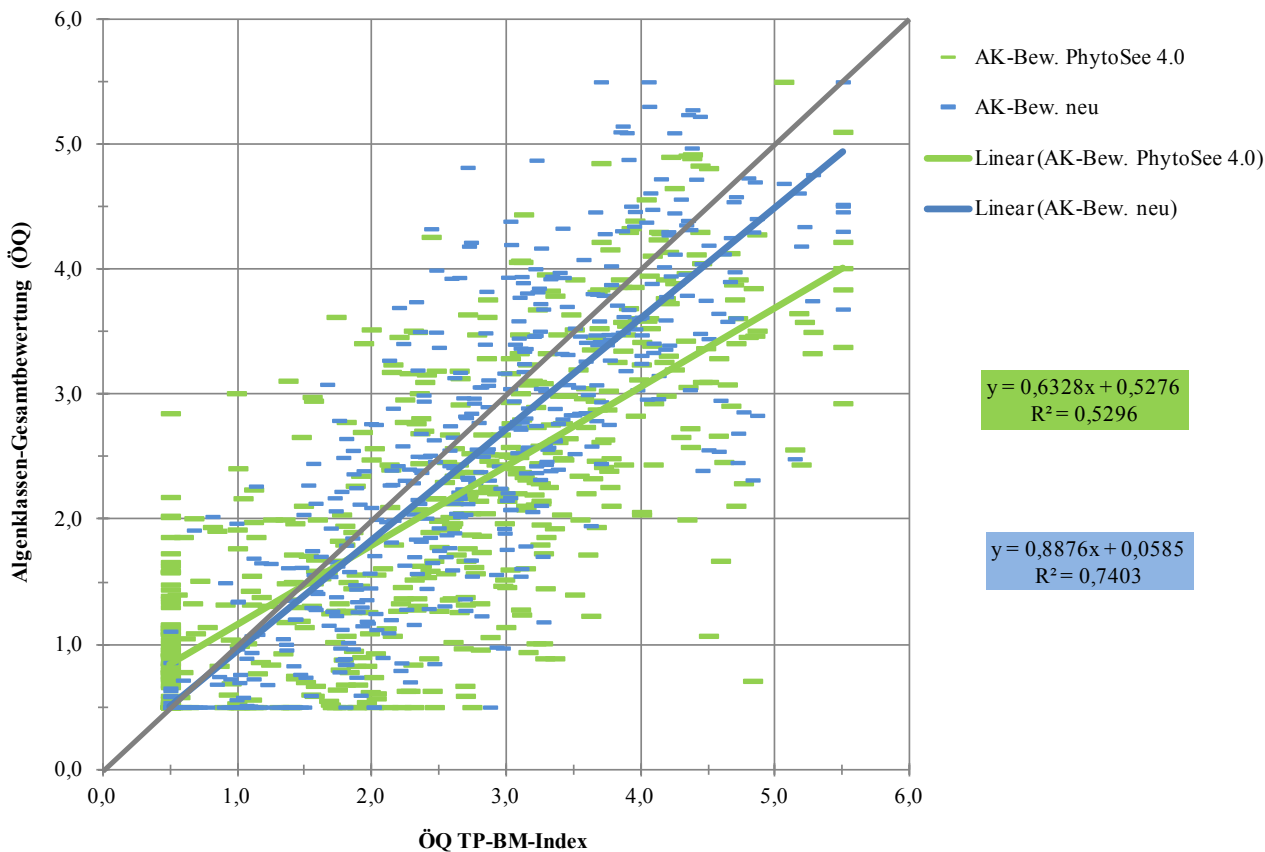


Abb. 18: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in geschichteten Tieflandseen der Seetypen 10.1, 10.2 und 13 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) auf Basis des TP-BM-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, N = 542.

Sowohl die Kalibration zum Stressor Trophie (Lage der linearen Kurvenanpassung zur Ausgleichsgeraden) als auch die Streuung (s. R^2 in Abb. 18) konnten mit den neuen Anpassungen deutlich verbessert werden. Die neue Algenklassenbewertung stützt sich darüber hinaus auf das Vorkommen von sechs z.T. kombinierten Algenklassen (s. Tabelle 16), während der bisherige lediglich auf vier Algenklassen basierte (s. Tabelle 11). Des Weiteren können mit dem neuen Ansatz natürliche und KEV-Seen gemeinsam klassifiziert bzw. bewertet werden.

Betrachtet man zur Beurteilung des Ergebnisses die Korrelation der Bewertungen zu einer Gesamtposphor-Kenngröße (ÖQ TP-Index, s. Kap. 2.3) so ergeben sich wiederum abweichende Kalibrationen. Die neue Bewertung stellt aber hinsichtlich dieser Kenngröße ebenfalls eine deutliche Verbesserung dar. Die Kenngröße ÖQ TP-Index hat in der vorliegenden Fragestellung ihre Schwächen, die im Kap. 2.3 erläutert werden, so dass das vorliegende Ergebnis als erfolgreiche Kalibration angesehen werden kann.

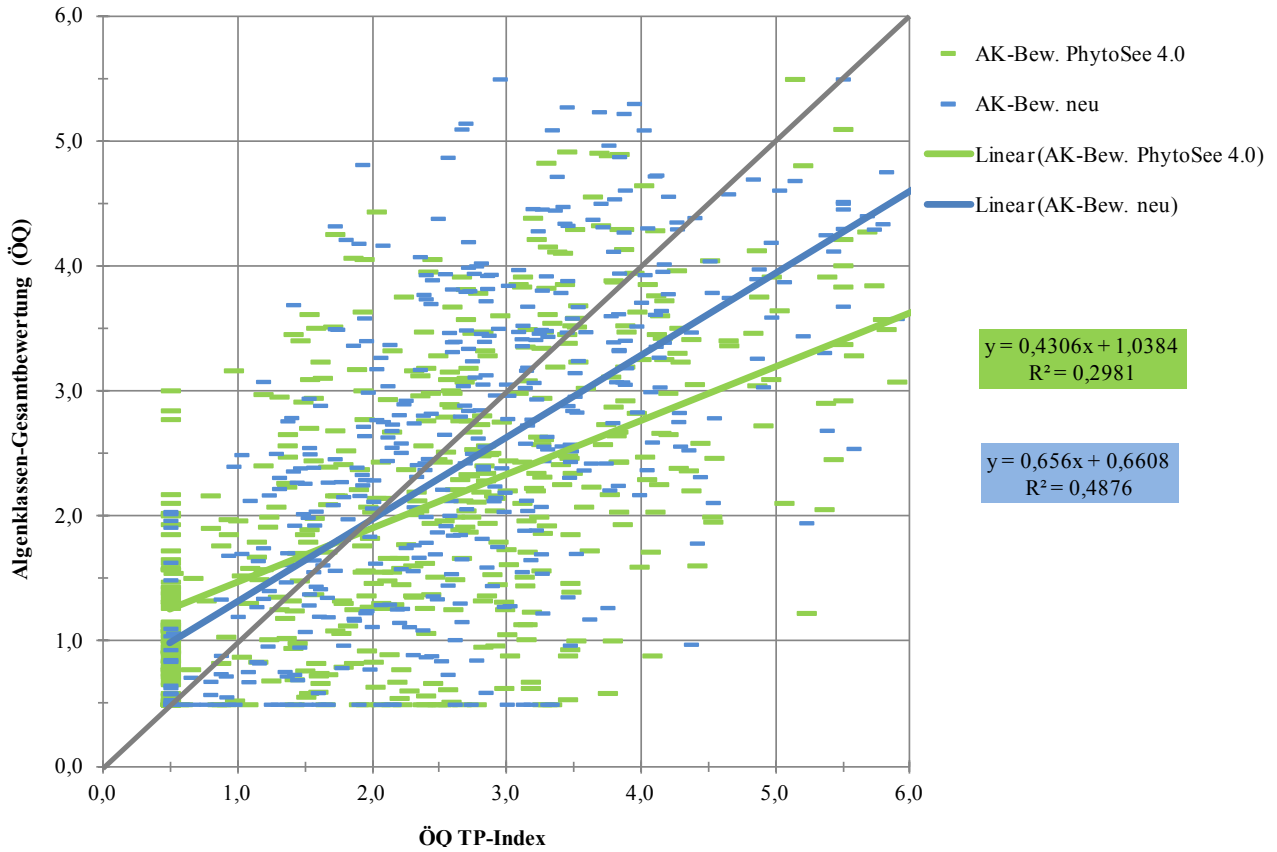


Abb. 19: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in geschichteten Tieflandseen der Seetypen 10.1, 10.2 und 13 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) auf Basis des TP-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, N = 521.

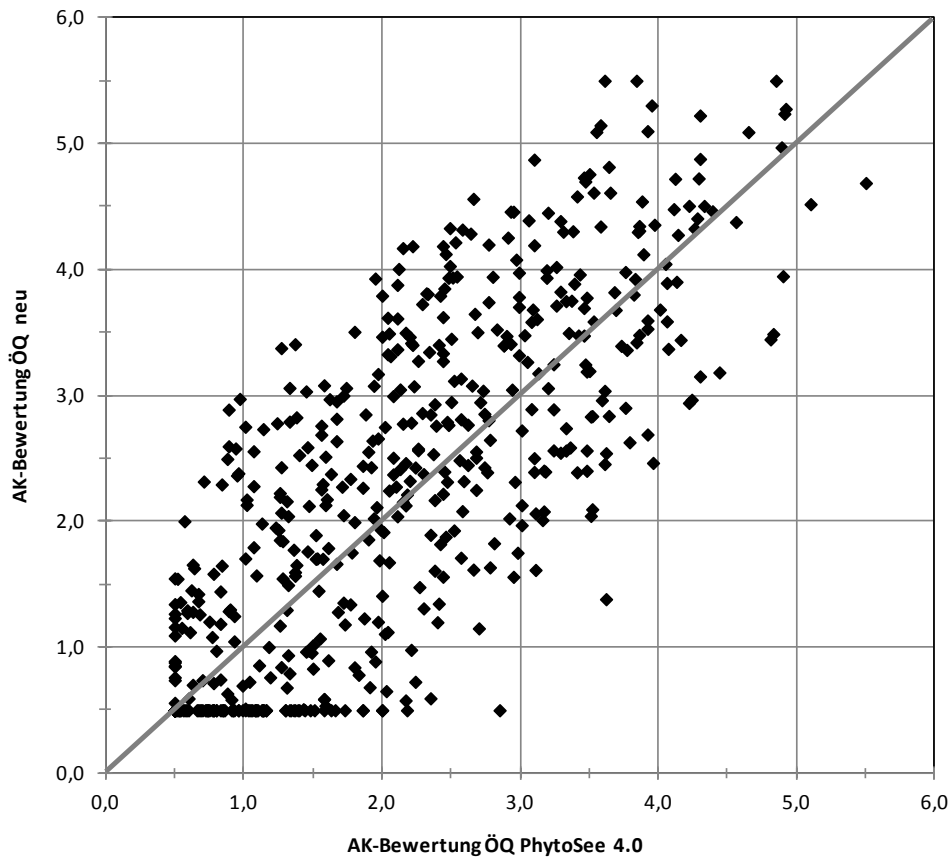


Abb. 20: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in geschichteten Tieflandseen (graue Linie = 1 : 1-Gerade).

Der Vergleich zwischen bisheriger und neu angepasster AK-Bewertung ergibt im Mittel eine strengere Bewertung mit den neuen Formeln (s. Abb. 20). Betrachtet man die "Fehler" der bisherigen AK-Bewertung in Abb. 18, so kann man die mit der Korrektur kommenden Veränderungen bereits erahnen, da die bisherige Bewertung bereits ab der H/G-Grenze (ÖQ von 1,5) tendenziell zu gute Werte ermittelt.

2.7 Prüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics für polymiktische Seen im norddeutschen Tiefland sowie Anpassung und Validierung

Zur Überprüfung des bisherigen Algenklassen-Metrics (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) in den Seetypen 11, 12 und 14 wurden zwei Methoden gewählt:

1. Prüfung der Bewertungsformeln –prinzipieller Aufbau des Bewertungssystems - sowie Prüfung der Bewertungsergebnisse nach bisherigem Verfahren gegenüber der Ökologischen Qualität (ÖQ) gemäß TP-BM-Index (Erläuterung des Index Kap. 2.3).
2. Erstellen einer Spearman-Rangkorrelations-Matrix mit den Trophiekenngrößen TP-Index und TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) und der Biovolumina und Dominanzen (Saisonmittelwerte und Mittelwerte Juli-Oktober) der Algenklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae und Euglenophyceae. Ziel: Vorauswahl von indikativen Algenklassen.

Auf Basis der Auswertungen und Regressionsanalysen werden Formeln zur Trophie-Klassifikation und –Bewertung erarbeitet. Anschließend werden die Bewertungsansätze validiert und nochmals verbessert.

2.7.1 Bisherige Algenklassenbewertung (PhytoSee-Version 4.0)

Tabelle 17: Bisherige Formeln der Algenklassenbewertung je nach Seetyp (MISCHKE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009) sowie Lage der seetypspezifischen Referenztrophy nach MISCHKE *et al.* (2008). Sortierung nach Referenztrophy.

PP-Seetyp	Referenztrophy/ Grenze sehr gut/gut Trophieklasse nach LAWA (1999)	Algenklassen-Bewertungsformel zur Berechnung der ÖQ	Bemerkung/Kritikpunkte
Chlorophyceae			
14	2,25 (mesotroph 2)	wenn BV-JO > 1 mm ³ /L dann ÖQ 5	keine kontinuierliche Bewertung, Anpassung einer Bewertungsfunktion müsste möglich sein
11.2	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 0,9982 * \ln(BV-JO) + 3,3997$	
12	3,00 (eutroph 2)	wenn BV-JO > 1 mm ³ /L dann ÖQ 5	keine kontinuierliche Bewertung, Anpassung einer Bewertungsfunktion müsste möglich sein, gleiche Grenzwerte für sehr unterschiedliche Seetypen ist unplausibel
14k	2,25 (mesotroph 2)	wenn BV-JO > 1 mm ³ /L dann ÖQ 5	
11.1k	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 0,9982 * \ln(BV-JO) + 2,8997$	
11.2k	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,1549 * \ln(BV-JO) + 3,6977$	
Cyanobacteria			
11.1	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,4531 * \ln(BV-JO) + 0,8916$	
11.2	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,1842 * \ln(BV-JO) + 1,0257$	
12	3,00 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 2,357 * \ln(BV-JO) - 2,0989$	
11.1k	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,1842 * \ln(BV-JO) + 0,5217$	
11.2k	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,3144 * \ln(BV-JO) + 0,9645$	
12k	3,00 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,4219 * \ln(BV-JO) + 0,5595$	Algenklassen-Bewertung bei Typ 12k bisher auf inaktiv gesetzt, da keine Korrelation mit Stressor Trophie
Dinophyceae + Cyanobacteria			
14	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,3659 * \ln(BV-JO) + 1,3696$	
14k	2,25 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = 1,0422 * \ln(BV-JO) + 2,1775$	
Dinophyceae			
11.2	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4427 * \ln(\% - JO) + 4,8219$	
11.1k	2,50 (mesotroph 2)	$\ddot{O}Q = -1,4427 * \ln(\% - JO) + 4,3219$	
11.2k	2,75 (eutroph 2)	$\ddot{O}Q = -2,1747 * \ln(\% - JO) + 6,4957$	

ÖQ = Ökologische Qualität; Seetypen mit Suffix k = KEV-Seen; PP = Phytoplankton; BV = Biovolumen in mm³/L; % = Dominanz; JO = Juli-Oktober-Mittelwert.

Der bisher gültige Bewertungsansatz für TL-Seen sieht eine Trennung von natürlichen und KEV-Seen vor (s. Tabelle 17). Die KEV-Seen werden als k-Typen typisiert (z.B. 13k) und wurden bisher mit eigenen, seetypspezifischen Algenklassen-Funktionen und einer eigenen Indikatorliste bewertet ("TpolyAWB"). Nach Prüfungen von HOEHN *et al.* (2009) hatten weder die Anwendung der AK-Metrics für natürliche Seetypen noch die entsprechenden Indikatorlisten nach MISCHKE *et al.* (2008 und 2009a) zu plausiblen Bewertungsergebnissen für die KEV-Seen im Tiefland (v.a. Baggerseen und Tagebauseen) geführt und es waren eigene Bewertungsansätze erarbeitet worden.

Die bisherigen Algenklassen-Bewertungsformeln zeigen folgende Auffälligkeiten:

- Alle Bewertungsformeln beziehen sich auf den Sommermittelwert JO.
- Für den Typ 11.1 basiert die AK-Bewertung auf nur einer AK-Gruppe, den Cyanobacteria.
- Für die polymiktischen Tieflandseen wurden bisher lediglich die Algenklassen Chloro- und Dinophyceae sowie Cyanobacteria als indikativ ermittelt.

Grafische Validierung der Algenklassen-Metrics für polymiktische Tieflandseen (Chlorophyceae sowie Dinophyceae und/oder Cyanobacteria) nach dem bisherigen Bewertungsverfahren Version PhytoSee 4.0:

Die "grafische Prüfung" der bisherigen AK-Bewertung erfolgt entlang der Stressor-Kenngröße "ÖQ TP-BM-Index" (s. Kap. 2.3). Eine Metric-Anpassung ist dann als gelungen anzusehen, wenn eine gute Korrelation mit dem Stressor Trophie besteht, d.h. wenn die lineare Regressions-Anpassung der Datenpunkte nahe der Ausgleichsgeraden liegt und eine geringe Streuung aufweist.

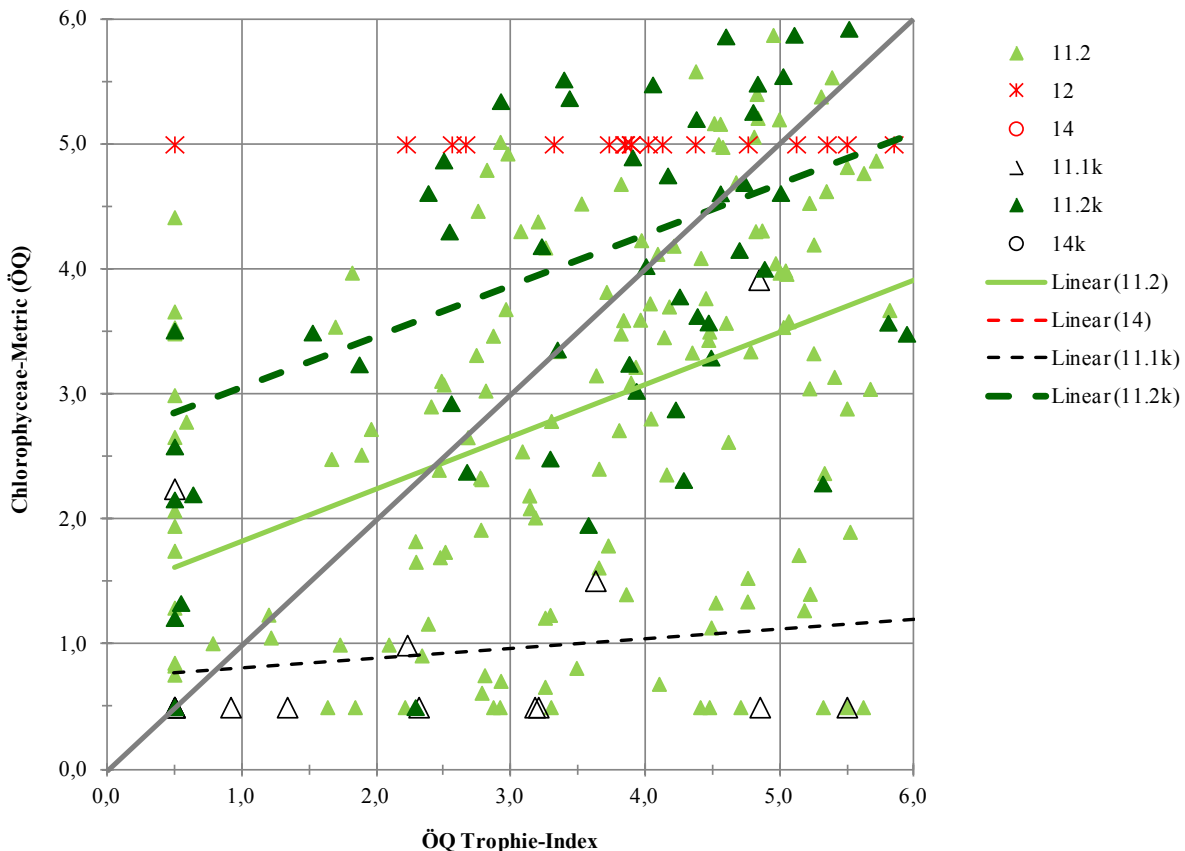


Abb. 21: Validierung der bisherigen **Chlorophyceae-Bewertung** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 11, 12 und 14. Kalibrationsdatensatz N = 373.

In der Darstellung des bisherigen Chlorophyceae-Metric (Abb. 21) fällt auf, dass in keinem Fall ein See des Typs 14 oder 14k angesprochen wird (runde Signaturen), d.h. die gesetzte Grenze von $1 \text{ mm}^3/\text{L}$ wird in dieser Art von Seen nicht erreicht. In den Flusseen wird diese Grenze häufiger erreicht und die Jahrgänge erhalten dann die ÖZK 5 = Klassenmitte "schlecht". Die Anwendung einer identischen Biomasse-Grenze für eutrophe Flusseen und den sehr viel nährstoffärmeren Typ 14 ist schon von der Theorie her nicht plausibel. Des Weiteren wäre zu prüfen, ob für die beiden Seetypen nicht eine kontinuierliche Bewertung der Chlorophyteen-Biomasse möglich wäre.

Die Chlorophyceae-Bewertungen für die Seetypen 11.2 und 11.2k weisen zwar eine schwache Korrelation mit dem TP-BM-Index auf, zeigen jedoch große Streuungen und Fehlkalibrationen auf. Für den Seetyp 11.1k ist keine Korrelation zwischen Bewertung und TP-BM-Index zu erkennen.

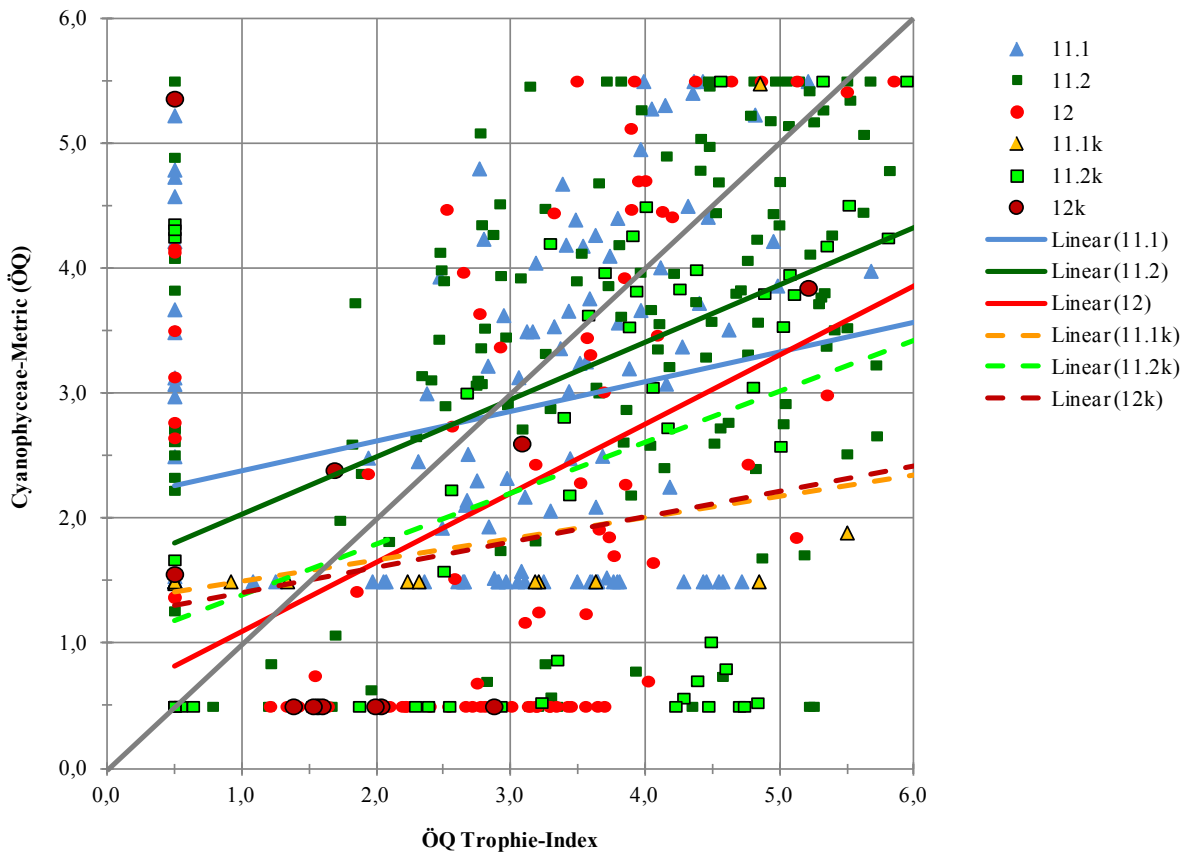


Abb. 22: Validierung der bisherigen **Cyanophyceae-Bewertung** (BV-JO) entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 11 und 12 (k). Kalibrationsdatensatz $N = 477$.

Das Cyanophyceae-Metric zeigt für keinen Seetyp eine stimmige Kalibration (Abb. 22). Am besten stellt sich die Bewertung für den Typ 11.2 dar. Es zeigt sich, dass nicht alle eutrophenen Seen hohe Cyanophyteen-Biomassen aufweisen. Auf der anderen Seite der Skala wird deutlich, dass auch nicht alle "sehr guten" Seen geringe Cyanophyteen-Biomassen besitzen. Möglicherweise stellt die Kombination mit den Dinophyceae oder das Einführen von Mindest-Biovolumina-Grenzen eine Lösung dieser Probleme dar.

Das Teil-Metric Dino+Cyanophyceae hat für den Seetyp 14 vermutlich ein gutes Potenzial (Abb. 23), weist jedoch in beiden Fällen noch Verbesserungsbedarf auf.

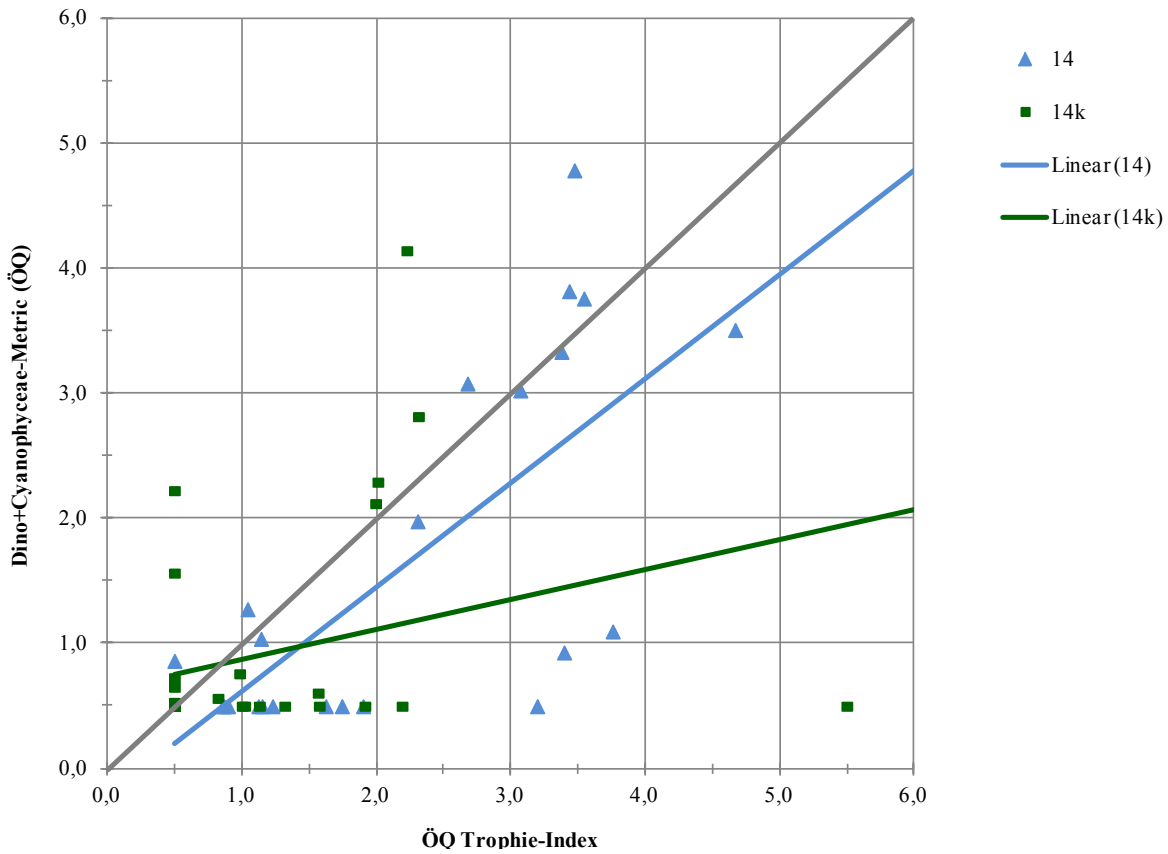


Abb. 23: Validierung der bisherigen **Dino+Cyanophyceae-Bewertung** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 14 und 14k. Kalibrationsdatensatz N = 28.

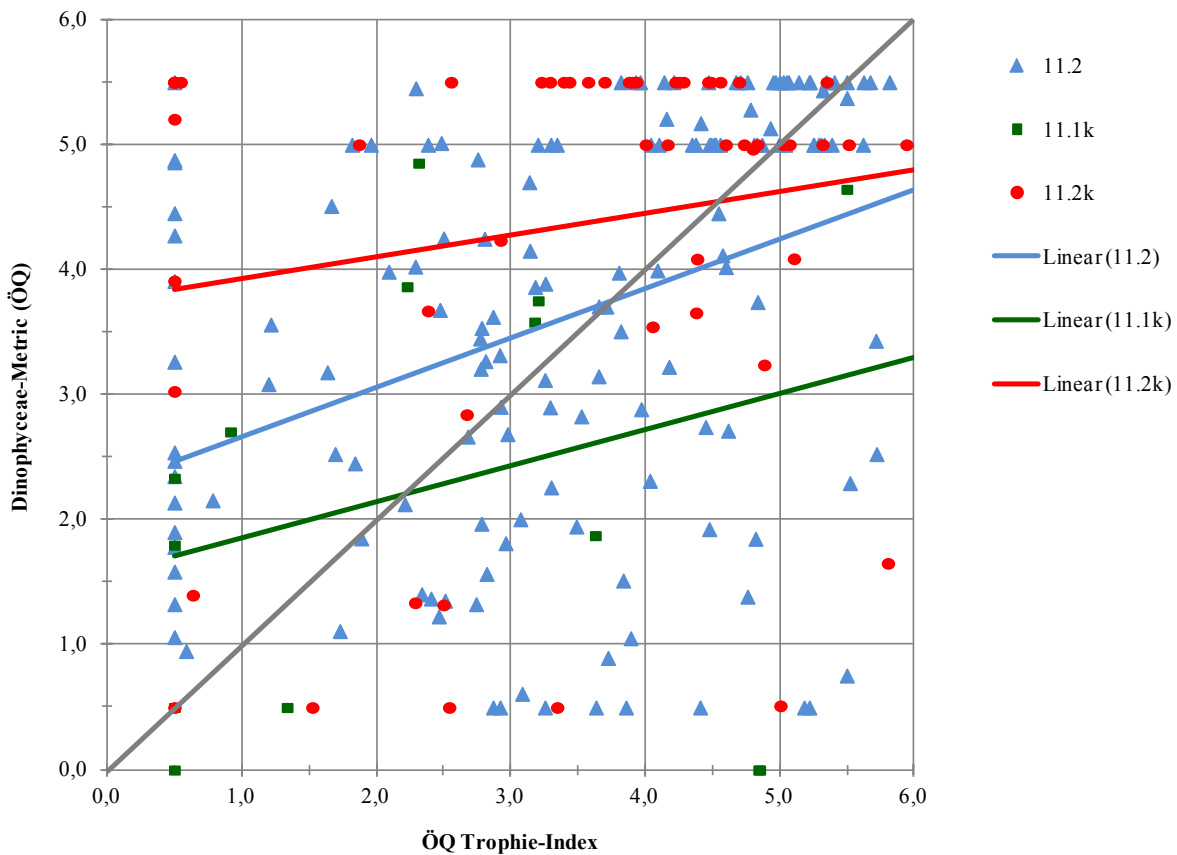


Abb. 24: Validierung der bisherigen **Dinophyceae-Bewertung** entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen) der Seetypen 11.2, 11.1k und 11.2k. Kalibrationsdatensatz N = 231.

Die Eignung des Dinophyceen-Metrics zur Trophie-Bewertung ist nach der Abb. 24 in Frage zu stellen. Die linearen Kurvenanpassungen zeigen eine nur geringe Korrelation zum Stressor Trophie und die Streuung der Werte ist besonders groß.

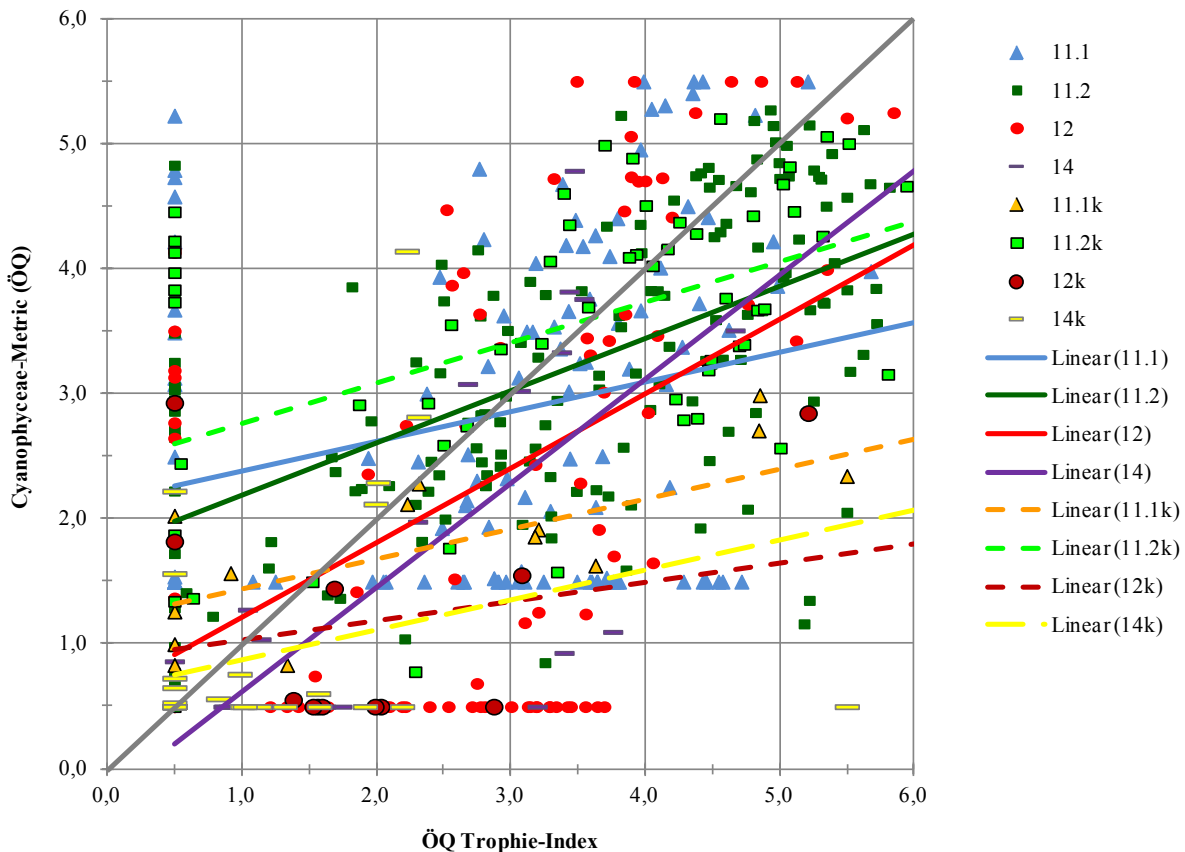


Abb. 25: Validierung der bisherigen **Algenklassenbewertung gesamt** der Seetypen 11, 12 und 14 (k) entlang des ÖQ-TP-BM-Index in polymiktischen Tieflandseen (natürliche und KEV-Seen). Kalibrationsdatensatz N = 505.

Fazit der Validierung der bisherigen AK-Bewertung:

Keiner der bisher verwendeten Teil-Metrics weist eine zufriedenstellende Kalibration und akzeptable Streuung auf. Im "Algenklassen-Metric gesamt" können die Schwächen der Teilmetrics nicht kompensiert werden, so dass für alle Metrics eine Überarbeitung zu empfehlen ist. Besonderes Augenmerk bei der Neukalibration ist auf den Umgang mit Nullwerten der Algenklassen z.B. mit dem Befund "kein Cyanophyceen-Biovolumen gefunden" zu richten.

2.7.2 Eignung von Algenklassen für die Trophie-Indikation – Prüfung und Neukalibration

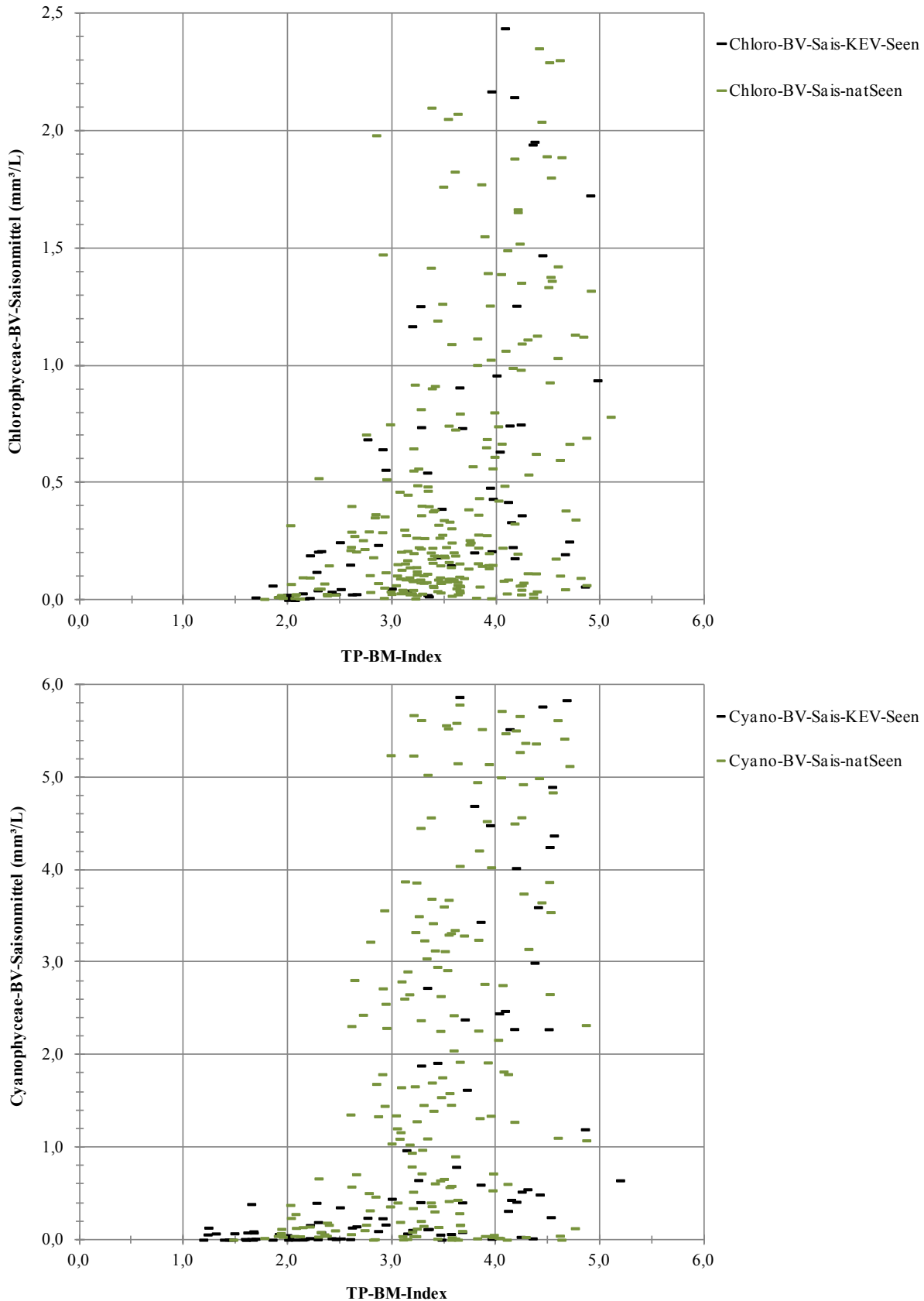


Abb. 26: Biovolumen-Saisonmittel (BV-Sais) der **Chlorophyceae** und **Cyanophyceae** in polymiktischen natürlichen und KEV-Seen des norddeutschen Tieflands. Seetypen 11 und 14 (k). Kalibrationsdatensatz N = 405.

Zunächst erfolgte eine Überprüfung, ob natürliche und KEV-Seen hinsichtlich Algenklassen-Bewertung gemeinsam behandelt werden können. Bisher wurden die beiden Gruppen getrennt voneinander bewertet. An den Beispielen Chlorophyceae und Cyanophyceae (s. Abb. 26) wird

deutlich, dass sich die polymiktischen KEV-Seen in die größere Gruppe der natürlichen Seen gut eingliedern lassen. Eine gemeinsame Behandlung der beiden Gruppen ist deshalb möglich und sinnvoll.

Tabelle 18: Korrelationskoeffizienten der Spearman-Rangkorrelation (SPSS 11.0.0) zwischen Trophiekenngrößen und dem Vorkommen von Algenklassen (Dominanz oder Biovolumen) in polymiktischen Tieflandseen.

Kalibrations- kenngrößen versus...	Bacillario- phyceae		Chloro- phyceae		Chryso- phyceae		Crypto- phyceae		Cyano- bacteria		Dino- phyceae		Eugleno- phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
Saisonmittelwert														
Mittelwert	Seetypen 11, 12 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,39	0,00	0,47	0,21	-0,22	-0,41	0,30	-0,19	0,33	0,18	-0,25	-0,53	0,18	0,04
Irrtumswahrsch.	0,000	0,932	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,348
TP-BM-Index	0,49	-0,12	0,59	0,14	-0,17	-0,45	0,40	-0,35	0,60	0,39	-0,09	-0,53	0,29	0,07
Irrtumswahrsch.	0,000	0,006	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,037	0,000	0,000	0,108
Mittelwert	Seetypen 11 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,37	-0,10	0,54	0,24	-0,20	-0,42	0,37	-0,19	0,37	0,20	-0,21	-0,53	0,27	0,12
Irrtumswahrsch.	0,000	0,036	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,020
TP-BM-Index	0,49	-0,17	0,63	0,16	-0,16	-0,46	0,44	-0,36	0,61	0,39	-0,10	-0,56	0,35	0,11
Irrtumswahrsch.	0,000	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,052	0,000	0,000	0,022
Mittelwert	Seetyp 12 (mit k)													
TP-Index	0,29	0,00	0,16	0,02	-0,43	-0,48	0,07	-0,19	0,21	0,14	-0,13	-0,24	-0,17	-0,24
Irrtumswahrsch.	0,003	0,967	0,115	0,820	0,000	0,000	0,505	0,053	0,032	0,167	0,203	0,018	0,091	0,018
TP-BM-Index	0,46	-0,27	0,40	0,04	-0,31	-0,47	0,32	-0,28	0,63	0,42	0,18	-0,10	0,05	-0,08
Irrtumswahrsch.	0,000	0,007	0,000	0,680	0,002	0,000	0,001	0,005	0,000	0,000	0,076	0,300	0,587	0,406
Kalibrations- kenngrößen versus...	Bacillario- phyceae		Chloro- phyceae		Chryso- phyceae		Crypto- phyceae		Cyano- bacteria		Dino- phyceae		Eugleno- phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
Mittelwert von Juli bis Oktober														
Mittelwert	Seetypen 11, 12 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,41	0,07	0,43	0,16	-0,33	-0,45	0,20	-0,26	0,33	0,16	-0,26	-0,52	0,11	0,00
Irrtumswahrsch.	0,000	0,111	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	0,964
TP-BM-Index	0,47	-0,06	0,54	0,11	-0,27	-0,46	0,30	-0,39	0,60	0,37	-0,13	-0,51	0,22	0,04
Irrtumswahrsch.	0,000	0,164	0,000	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000	0,000	0,342
Mittelwert	Seetypen 11 und 14 (mit k)													
TP-Index	0,40	0,00	0,50	0,19	-0,26	-0,42	0,26	-0,27	0,37	0,18	-0,22	-0,50	0,19	0,06
Irrtumswahrsch.	0,000	0,927	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,219
TP-BM-Index	0,47	-0,08	0,58	0,14	-0,23	-0,44	0,33	-0,40	0,60	0,36	-0,13	-0,53	0,27	0,09
Irrtumswahrsch.	0,000	0,092	0,000	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,086
Mittelwert	Seetyp 12 (mit k)													
TP-Index	0,28	0,04	0,13	-0,03	-0,56	-0,59	-0,05	-0,29	0,24	0,16	-0,17	-0,29	-0,14	-0,21
Irrtumswahrsch.	0,004	0,723	0,197	0,763	0,000	0,000	0,609	0,004	0,015	0,117	0,091	0,003	0,168	0,040
TP-BM-Index	0,37	-0,24	0,37	-0,03	-0,41	-0,51	0,19	-0,38	0,65	0,42	0,14	-0,13	0,03	-0,11
Irrtumswahrsch.	0,000	0,018	0,000	0,805	0,000	0,000	0,062	0,000	0,000	0,000	0,152	0,182	0,768	0,272

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der Algenklasse je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der Algenklasse je Zeitraum. TP-Index sowie TP-BM-Index (Erläuterung s. Kap. 2.3), Irrtumswahrsch. = Irrtumswahrscheinlichkeit, grün unterlegt = Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,001 und Korrelationskoeffizient $\geq 0,40$, Anzahl Datenpaare Typ 12 \rightarrow 100, Typ 11 und 14 \rightarrow 403-405, Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen.

Für die weiteren Analysen wurden nur diejenigen Algenklassen bzw. Kenngrößen weiter geprüft, die in den Spearman-Korrelationsanalysen als höchst signifikant und mit Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ selektiert wurden (s. grüne Felder in Tabelle 18). Als Kalibrationskenngrößen wurden der TP-Index und der TP-BM-Index verwendet (Erläuterung zu den Indices s. Kap. 2.3). Als Prüfgrößen wurden zwei verschiedene Abundanz-Kenngrößen - Biovolumen oder Dominanz % - sowie zwei verschiedene Mittelwerte (Saisonmittel- oder Mittelwert Juli bis Oktober) geprüft.

Tabelle 19: Getestete Algenklassen für die Trophie-Indikation in polymiktischen Tieflandseen (Seetypen 11 + 14, inklusive KEV-Seen), Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Entscheidung für die zukünftige Anwendung.

Potenzielles Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Eignung nach Validierung in Kap. 2.7.1	Eignung nach Test	Erläuterung, Korrelation zum Stressor Trophie
Bacillariophyceae BV	nein	alleine nein, gemeinsam mit Crypto	Korrelation positiv, höchst signifikant, relativ geringes Bestimmtheitsmaß
Chlorophyceae-BV	Chlorophyceae-BV-JO, große Streuung, Kalibration zu verbessern	ja	positive Korrelation, Chlorophyceae-BV-Sais hat bessere Korrelation als JO
Cryptophyceae BV	nein	alleine nein, jeweils gemeinsam mit Crypto und Cyano	positive Korrelation des BV, geringes Bestimmtheitsmaß
Bacillario+Cryptophyceae BV	nein	ja	Addition der Biovolumina hat gute positive Korrelation
Chrysophyceae %	nein	nein	negative Korrelation, kein einheitliches Verhalten
Cyanophyceae BV	im Dino-Cyan-Metric	alleine nein, gemeinsam mit Crypto	gute positive Korrelation, mit Crypto noch mal deutliche Verbesserung
Crypto+Cyanophyceae BV	nein	ja	gute positive Korrelation
Dinophyceae-BV oder %	ja, im Dino-Cyan- oder im Dinophyceae-Metric	nein	negative Korrelation, z.T. höchst signifikant jedoch kein einheitliches Verhalten
Dino+Cyanophyceae-BV	ja	nein	gegenläufige Korrelation der beiden Algenklassen, Kombination nicht sinnvoll

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der Algenklasse je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der Algenklasse je Zeitraum.
JO = Sommer-Mittelwert (BV oder Dominanz) von Juli bis Oktober, Sais = Saisonmittelwert.

Die in Tabelle 18 vorselektierten Algenklassen und Kenngrößen wurden in Grafiken und Regressionen mit dem TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) getestet und kalibriert. Die Ergebnisse der Prüfungen sind in Tabelle 19 zusammengefasst. Die Neu-Kalibrierung erfolgte zunächst über eine Trophieklassifizierung, d.h. mit Regressionen der Algenklassen zum TP-BM-Index. Im Nachgang wurden die Bewertungsfunktionen für die einzelnen Subtypen dann unter Berücksichtigung der Referenz-trophie angepasst (Formel in Kap. 2.3). Die in dem Zwischenschritt entstandenen Trophieklassengrenzen und Formeln (s. Tabelle 20 und Tabelle 21) können zur Trophie-Klassifizierung in den entsprechenden Seetypgruppen verwendet werden. Die Kalibration der Trophieklassifikation erfolgte für alle polymiktischen Seen der Typen 11, 12 und 14 (inkl. k-Typen) gemeinsam ungeachtet der PP-Typologie, da angenommen wird (vgl. Tabelle 18), dass sich die Algenklassen innerhalb dieser Gruppe relativ einheitlich verhalten. Die Seetypen werden erst für die Bewertung unter Berücksichtigung ihrer typspezifischen Referenz-trophie wieder differenziert behandelt.

Die Flusseen des Seetyps 12 wurden nach Prüfung ebenfalls in die Kalibration mit einbezogen. Während der Validierungsgänge wurde nochmals deutlich, dass die Flusseen (Typ 12 und 12k) mit Algenklassen-Indices sehr gut eingestuft werden können. Dies steht im Widerspruch zu den bisherigen Algenklassen-Bewertungen gemäß MISCHE *et al.* (2008) und HOEHN *et al.* (2009), wo nur eine schlechte oder keine Korrelation zwischen der Algenklassenbewertung und Stressor-Kenngrößen gefunden wurde. Die Ableitung der Bewertungsformeln erfolgt mit der für Flusseen sehr hohen Referenztrophy von eutroph 1 (\rightarrow Trophie-Index 3,0).

Wie bei den geschichteten TL-Seen konnten die Bacillariophyceae auch bei den polymiktischen Seen als trophieindikativ erkannt werden. In Kombination mit den Cryptophyceae ergab sich eine mäßig korrelierende Kenngröße (s. Tabelle 21), welche jedoch im Zusammenspiel mit den anderen AK-Metrics zu einem guten Gesamtergebnis beiträgt. Auch für die Bewertung der Flusseen ist die Einbeziehung der Bacillariophyceae ein sinnvolles Vorgehen zur Indikation von Nährstoffreichtum in Fließgewässer-geprägten Systemen.

Die Cryptophyceae, welche in anderen Seegruppen (s. Kap. 2.6.3) eine indikative Gruppe darstellen, reagieren in den polymiktischen Seen nicht so eindeutig (s. Tabelle 18). Während das Biovolumen eine signifikante positive Korrelation zur Trophie aufweist, geht der relative Anteil der Cryptophyceae mit zunehmender Trophie zurück. In den eutrophen Seen nimmt die Dominanz insbesondere der Cyanobacteria und teilweise der Bacillariophyceae überproportional zu, sodass die Cryptophyceae zwar absolut noch zunehmen, ihre Dominanz jedoch zurückgeht. Die jeweilige Kombination der beiden genannten biomasse-starken Algenklassen mit den eher schwach korrelierten Cryptophyceae ($R^2 = 0,24$), welche jedoch im mesotrophen Bereich als Indikatoren gut anspringen, erreichen relativ hohe Bestimmtheitsmaße der Regressionen zum TP-BM-Index (Tabelle 21).

Sowohl die Chrysophyceae als auch die Dinophyceae, welche in den polymiktischen Seen eine negative Korrelation zur Trophie zeigen, konnten nicht zur Bewertung verwendet werden, da einige stark eutrophe Seen dennoch hohe Biomassen dieser Gruppen aufweisen. Es besteht der Verdacht, dass hier fakultativ mixotrophe Arten zum Zug kommen, welche bei hohen DOC-Gehalten z.B. in Mooren gefördert werden.

2.7.3 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen

Tabelle 20: Trophie-Klassengrenzen für die Algenklassen-Metrics in polymiktischen Tieflandseen der Seetypen 11, 12 und 14 (k), gültig für natürliche und KEV-Seen. BV = Biovolumen.

Trophie-Index	polymiktische Tieflandseen (Seetyp 11, 12 und 14)		
	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Chlorophyceae-BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	Crypto+Cyanophyceae-BV-Saisonmittel (mm ³ /L)
1,25	0,2	0,01	0,11
1,50	0,3	0,02	0,16
1,75	0,4	0,02	0,23
2,00	0,5	0,03	0,34
2,25	0,7	0,05	0,50
2,50	0,9	0,07	0,73
2,75	1,2	0,11	1,1
3,00	1,5	0,16	1,6
3,25	2,0	0,23	2,3
3,50	2,7	0,34	3,3
4,00	4,6	0,73	7,1
4,50	8,0	1,6	15,2
5,00	13,9	3,4	32,5

Anhand der Klassengrenzen in Tabelle 20 und der Formeln in Tabelle 21 kann eine Trophieklassifikation mit den Algenklassen-Biovolumina durchgeführt werden. Der so berechnete Klassifikations-Index ist auf die Skala des Trophie-Index kalibriert. Unter Abgleich mit der Referenztrophie der Seetypen (vgl. Kap. 2.3) wurden die Bewertungsfunktionen abgeleitet (s. Tabelle 22).

Tabelle 21: Trophie-Klassifikation in polymiktischen Tieflandseen - natürliche und KEV-Seen - mit Algenklassen. (y = AK-Trophieklassifikations-Index; x = jeweiliger Algenklassen-Parameter; BV = Phytoplankton-Biovolumen, Sais = Saisonmittelwert.

Algenklasse oder Algenklasse-Gruppe	Funktion zur Trophieklassifizierung	Bestimmtheitsmaß R ² der exponentiellen Anpassung zwischen AK-Kenngröße und TP-BM-Index
Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 0,907 * \ln(x) + 2,6112$	0,44
Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 0,6535 * \ln(x) + 4,2069$	0,40
Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 0,6577 * \ln(x) + 2,7114$	0,58

Tabelle 22: Seetyp- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen für polymiktische Tieflandseen.
(y = Algenklassen-Metric/Bewertungszahl, x = jeweiliger Parameter).

Seetyp	Algenklassen-Parameter	Bewertungsfunktionen
14 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln (x) + 2,2224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln (x) + 5,4137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln (x) + 2,4229$
11.1 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln (x) + 1,7224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln (x) + 4,9137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln (x) + 1,9229$
11.2 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln (x) + 1,2224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln (x) + 4,4137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln (x) + 1,4229$
12 (k)	Bacillario+Cryptophyceae-BV-Sais	$y = 1,8141 * \ln (x) + 0,7224$
	Chlorophyceae-BV-Sais	$y = 1,3069 * \ln (x) + 3,9137$
	Crypto+Cyanophyceae-BV-Sais	$y = 1,3154 * \ln (x) + 0,9229$

2.7.4 Korrelation zwischen Algenklassen-Vorkommen und Stressor-Kenngrößen

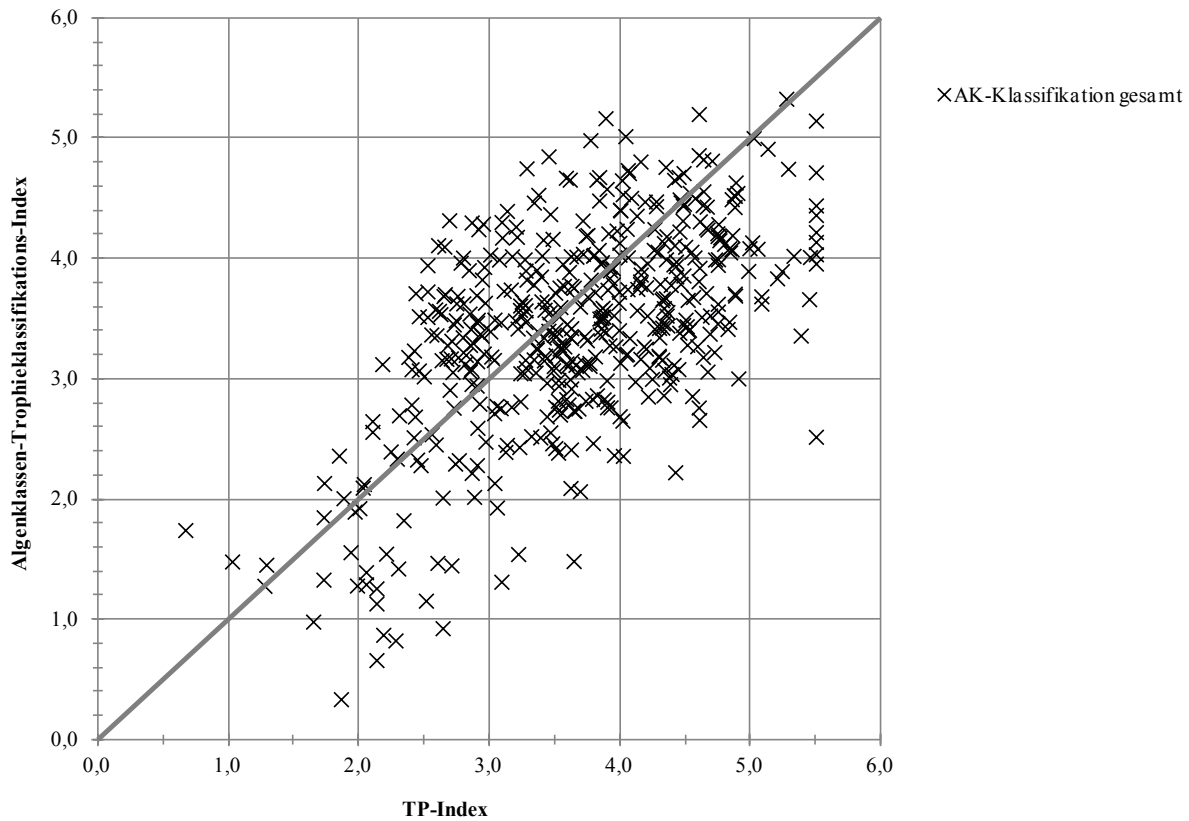


Abb. 27: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-Index. Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen, N = 480, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

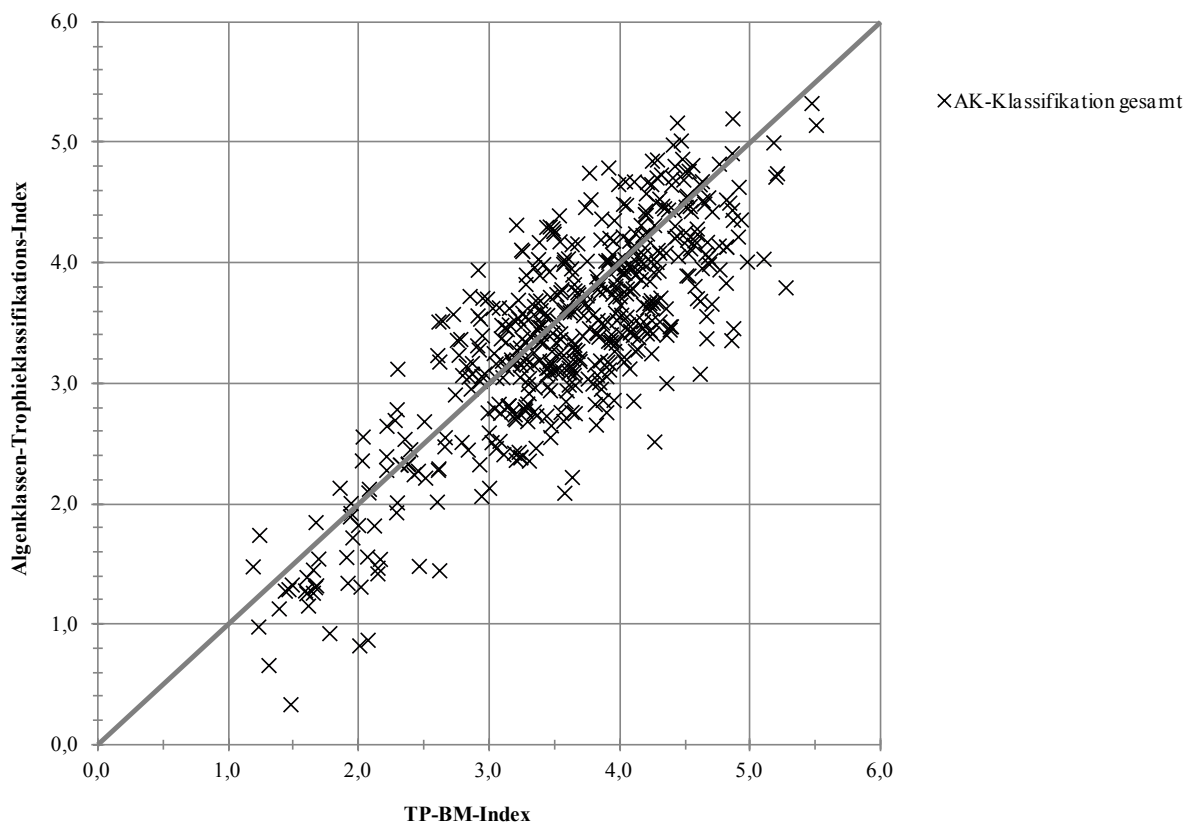


Abb. 28: Trophieklassifikation mit Algenklassen (Gesamtindex) in Bezug zum TP-BM-Index. Kalibrationsdatensatz poly TL-Seen, N = 505, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die Korrelationstests zwischen Algenklassen-Trophieklassifikation (Anwendung der Formeln in Tabelle 21) und den Stressor-Kenngrößen TP-Index und TP-BM-Index zeigen zufriedenstellende Ergebnisse. Die Regression mit dem TP-BM-Index besitzt erwartungsgemäß eine deutlich geringere Streuung als mit dem TP-Index, da die Klassifikation an dieser Kenngröße kalibriert wurde. Dennoch zeigt sich auch beim TP-Index eine gute Korrelation, obwohl der Gesamtphosphor als Einzelgröße eine größere Streuung (u.a. durch Messfehler) besitzt und im stark eutrophen Trophiebereich als Steuergröße seine Bedeutung zunehmend verliert.

2.7.5 Vergleich der bisherigen mit der neuen Algenklassenbewertung für polymiktische Tieflandseen

Die in den vorhergehenden Kapiteln entwickelte Algenklassen-Trophie-Bewertung für die polymiktischen Seetypen im Tiefland inklusive der KEV-Seen und des Flusseeotyps 12 wird in der Abb. 29 der bisherigen Algenklassenbewertung gegenübergestellt. Als Stressor-Kenngröße wird die Bewertungsgröße ÖQ TP-BM-Index (s. Kap. 2.3) verwendet.

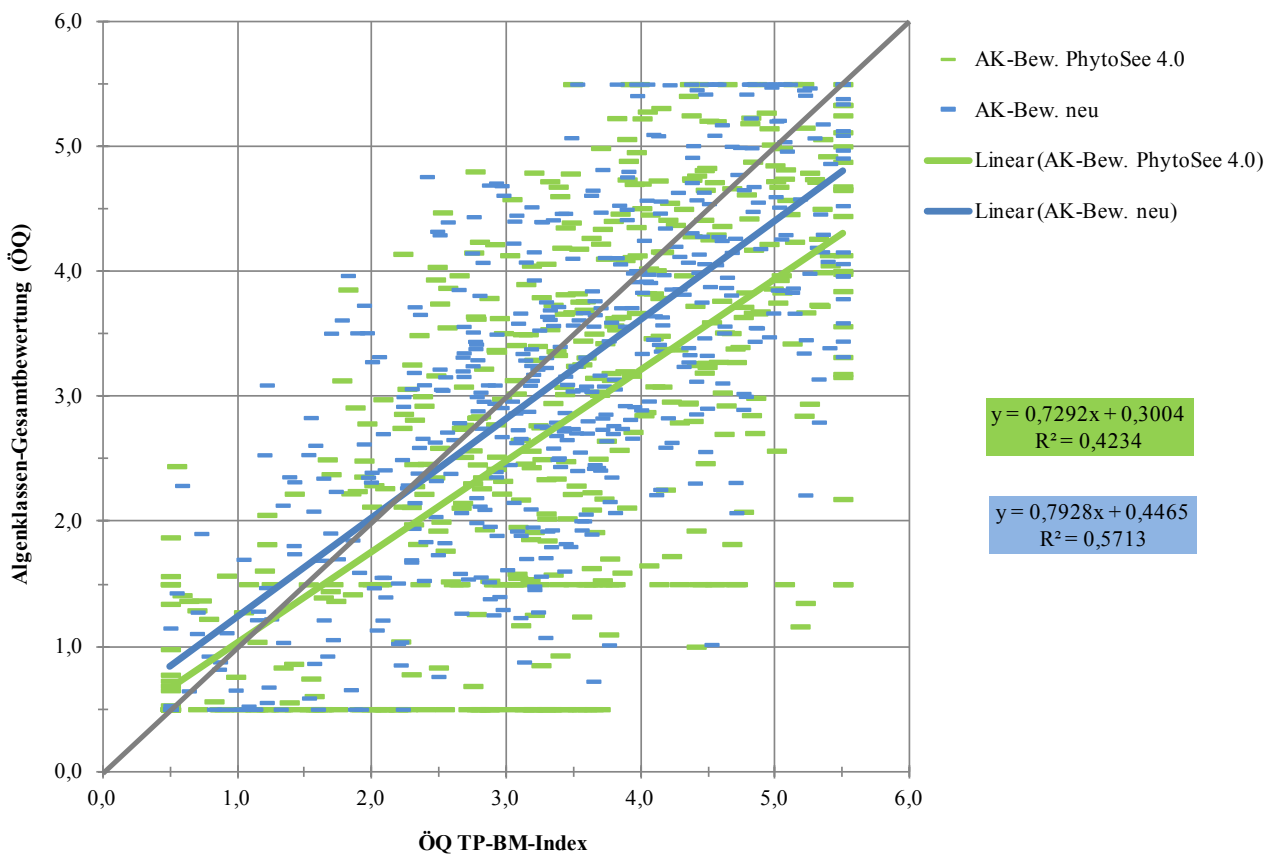


Abb. 29: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in polymiktischen Tieflandseen der Seetypen 11.1, 11.2, 12 und 14 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) TP-BM-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, N = 505.

Sowohl die Kalibration zum Stressor Trophie (ÖQ TP-BM-Index) (Lage der linearen Kurvenanpassung zur Ausgleichsgeraden) als auch die Streuung (s. R^2 in Abb. 18) konnten mit den neuen Anpassungen bedeutend verbessert werden. Die neue Algenklassenbewertung stützt sich durchgehend auf vier Algenklassen (s. Tabelle 20), während die bisherige subtypspezifisch angesetzte Bewertung ein bis drei Algenklassen verwendete (s. Tabelle 17). Des Weiteren können mit dem neuen Ansatz natürliche und KEV-Seen gemeinsam klassifiziert und bewertet werden.

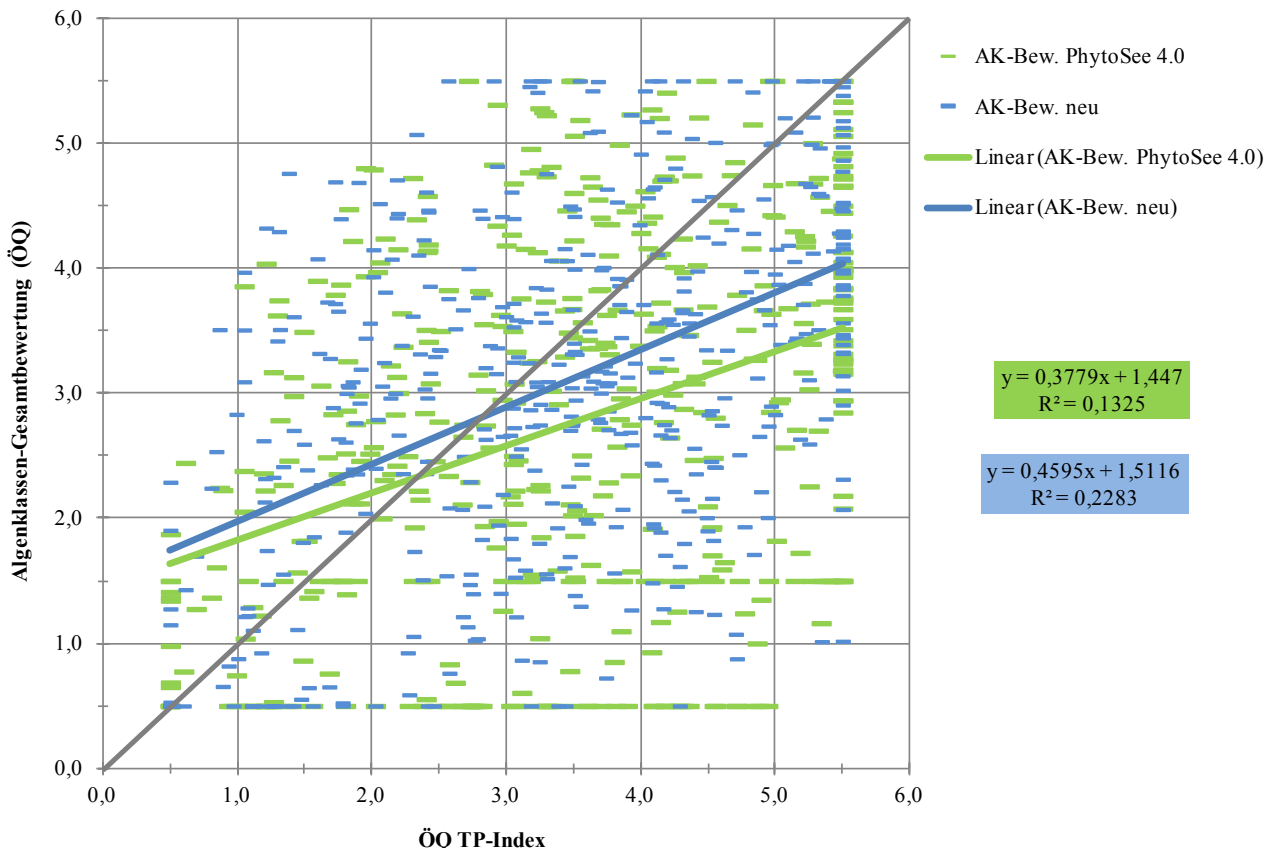


Abb. 30: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in polymiktischen Tieflandseen der Seetypen 11.1, 11.2, 12 und 14 (inklusive KEV-Seen) entlang der Ökologischen Qualität (ÖQ) auf Basis des TP-Index. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz N = 505.

Die Betrachtung der Neukalibration entlang der Gesamtphosphor-Kenngröße (s. Abb. 30) zeigt eine deutlich schlechtere Korrelation zwischen Bewertungs-Metric und Stressor. Dies liegt im Wesentlichen an der zunehmenden Streuung des Trophie-Geschehens mit zunehmenden TP-Belastungen. Der Phosphor ist im Schwerpunkt des Datensatzes der polymiktischen Tieflandseen nicht mehr limitierend und andere Steuergrößen sind wirksam.

Hier wird nochmal deutlich, dass die Integration der Trophieparameter Chl a und PP-Biovolumen in die Kalibrationsgröße TP-BM-Index unter den gegebenen Datenbankressourcen die einzige Möglichkeit darstellt, die komplexe Trophie-Situation in nicht mehr P-limitierten Systemen zu beschreiben.

Gemäß dieser Betrachtung besitzt die alte Algenklassen-Bewertung keine und nur eine sehr geringe Bindung an die P-Belastungen der Seen.

Der Vergleich zwischen bisheriger und neu angepasster AK-Bewertung ergibt im Mittel eine deutlich strengere Bewertung mit den neuen Formeln (s. Abb. 31, Folgeseite), was in Anbetracht der zu geringen Steigung der bisherigen Kalibration in Abb. 29 ein plausibles Ergebnis darstellt.

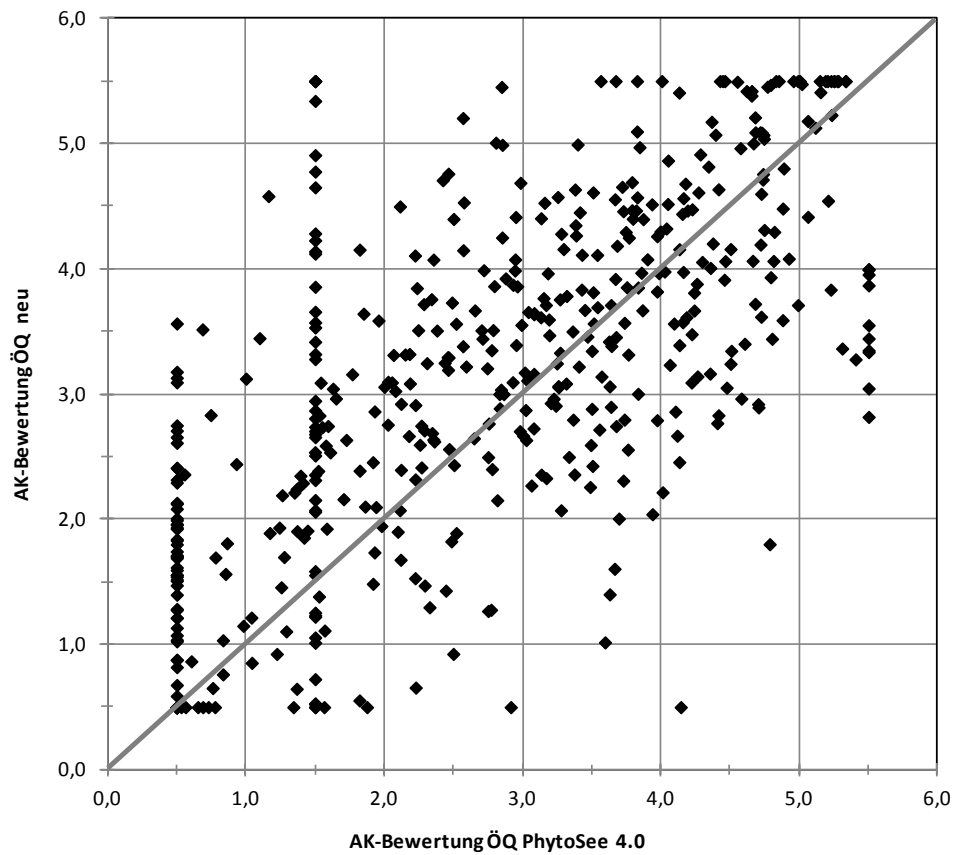


Abb. 31: Vergleich zwischen bisheriger (PhytoSee 4.0) und neuer Algenklassen-Bewertung in polymiktischen Tieflandseen (graue Linie = 1 : 1-Gerade).

2.8 Konsistenz der Einzelmetrics des PSI und Veränderungen zur Version PhytoSee 4.0

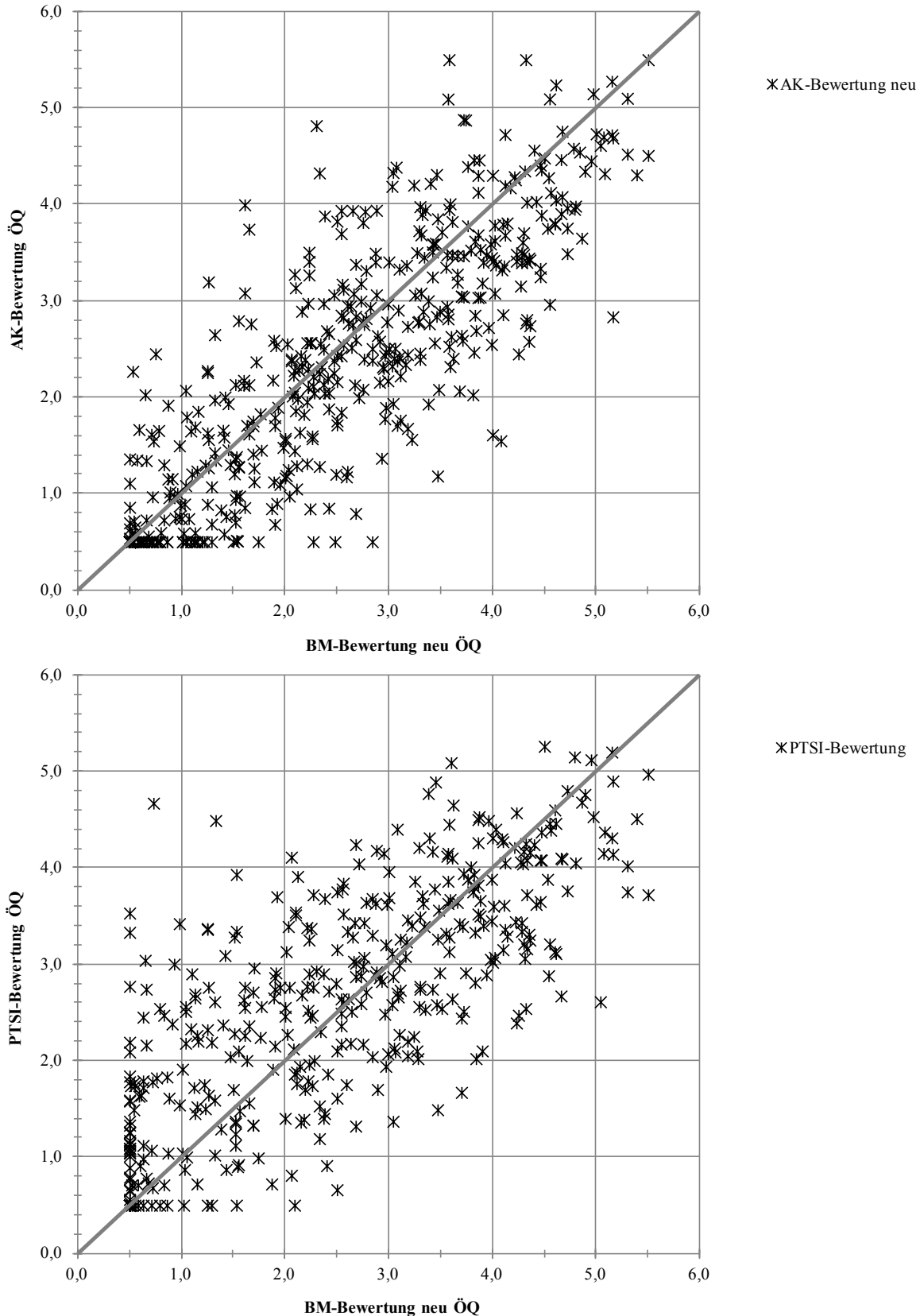


Abb. 32: Konsistenz der neuen Einzel-Metrics der PSI-Phytoplanktonbewertung für geschichtete Tieflandseen am Beispiel BM-Metric versus AK-Metric (oben) und PTISI-Metric (unten). Kalibrationsdatensatz N=530, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die beiden überarbeiteten Metrics Biomasse und Algenklassen weisen im Mittel eine gute Übereinstimmung auf (Abb. 32, oben). Die Konsistenz mit dem PTISI ist insbesondere in den unteren Zustandsklassen etwas schlechter, was an den dort tendenziell schlechteren Bewertungen beim

PTSI liegt. Gerade am oligotrophen Ende der Trophieskala bei den geschichteten Seen sind einige Tagebauseen und Baggerseen enthalten, deren Artenzusammensetzung nach PTSI nicht als oligotroph indiziert wird. Vielmehr zeigt der PTSI schwach bis stark mesotrophe Zustände an, was in der Bewertung unter Berücksichtigung der Referenztrophie zu "mäßigen" Einstufungen führt.

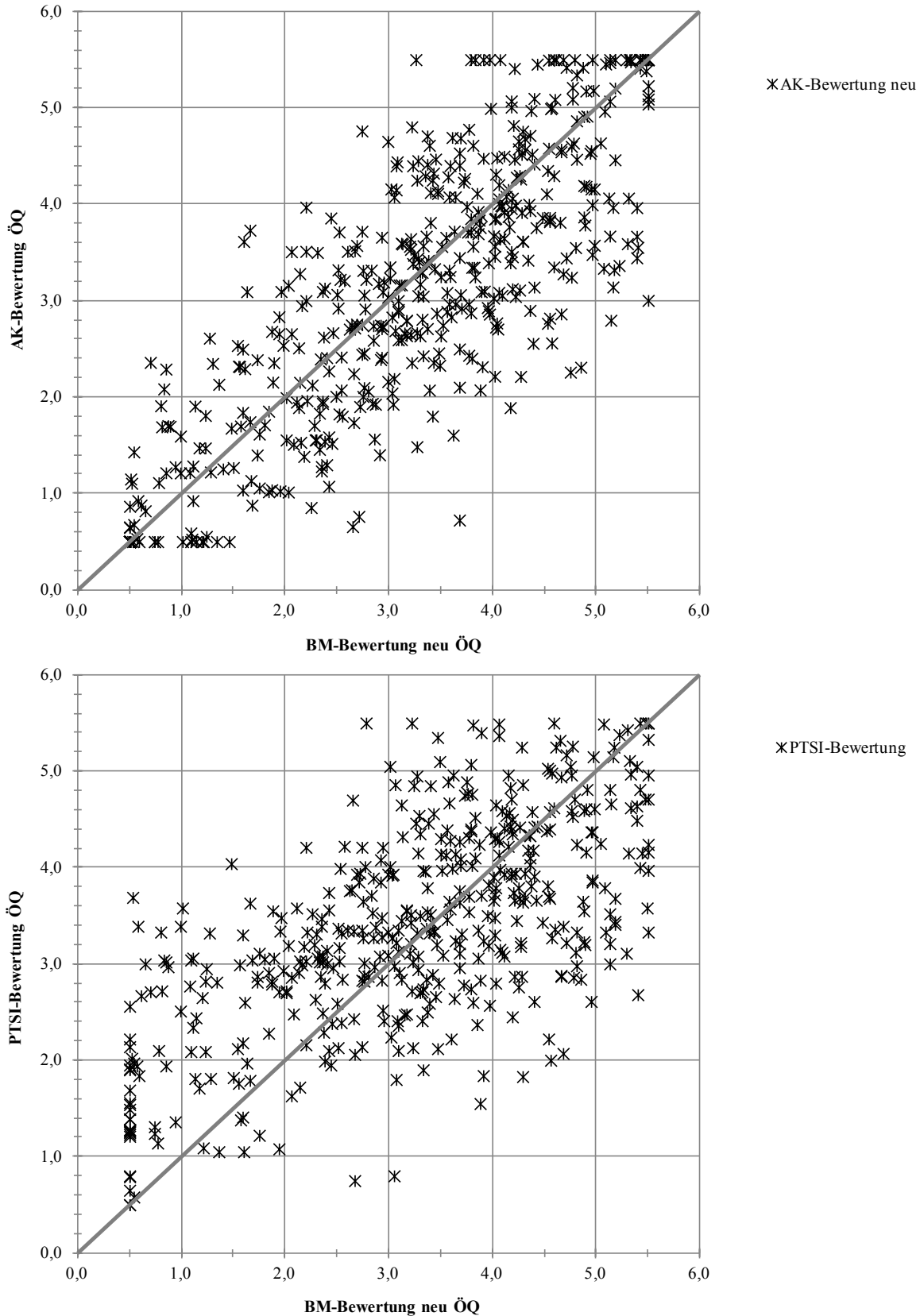


Abb. 33: Konsistenz der neuen Einzel-Metrics der PSI-Phytoplanktonbewertung für polymiktische Tieflandseen am Beispiel BM-Metric versus AK-Metric (oben) und PTSI-Metric (unten). Kalibrationsdatensatz N=530, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Bei den polymiktischen Seen bewertet der am Gesamtphosphor und bisherigen Trophie-Index kalibrierte PTSI in den unteren Zustandsklassen noch strenger als bei den geschichteten (Abb. 33). Auch hier werden v.a. Tagebau- und Baggerseen zu schlecht eingestuft. Es ist zu prüfen, ob die betroffenen Seen aufgrund ihrer möglicherweise gestörten Phytoplanktongesellschaft diese Bewertung verdienen oder ob hier Kalibrations-Korrekturen notwendig sind. Durch die Weiterentwicklung der Kalibrationskenngrößen Biovolumen-Index sowie des Trophie-Index mit Anpassungen in seinen Teil-Indices kann es im Einzelfall notwendig werden, dass "alten Kalibrationen" nachgeführt werden müssen. Es wird empfohlen, die Kalibration des PTSI im Tiefland zu prüfen und ggf. an die neuen Maßstäbe anzupassen.

2.9 Neue Gewichtung der Einzel-Metrics im Tieflandmodul

Zur Ableitung der Gewichtungsfaktoren für die gewichtete Mittelwertbildung des PSI wurden Regressionsanalysen zur Kalibrationskenngröße ÖQ TP-BM-Index. Eine Korrelation oder Regression zum Gesamtphosphor ist nicht optimal, da im höher trophischen Bereich der TP keine gute Steuergröße mehr darstellt. So wurde die vom TP-BM-Index abgeleitete Bewertungs-Kenngröße verwendet, welche eine Autokorrelation (50%) zum BM-Metric und in geringerem Maße zum AK-Metric besitzt. Dies muss bei der Ableitung der Gewichtungsfaktoren berücksichtigt werden.

Für die Gewichtung werden die in Tabelle 23 dargestellten Werte vorgeschlagen, welche in weiteren Validierungen des Verfahrens bei Bedarf noch korrigiert werden können.

Tabelle 23: Bestimmtheitsmaße der Regressionsanalysen zwischen ÖQ TP-BM-Index und den drei Einzel-Metrics des PSI-Verfahrens sowie daraus abgeleitete Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex PSI.

	Biomasse-Metric	Algenklassen-Metric	PTSI-Metric
Geschichtete Tieflandseen			
R² der linearen Regression zum ÖQ TP-BM-Index	0,87	0,75	0,61
<i>Anzahl Datenpaare</i>	527	527	425
Gewichtung	4	3	3
Polymiktische Tieflandseen			
R² der linearen Regression zum ÖQ TP-BM-Index	0,83	0,57	0,41
<i>Anzahl Datenpaare</i>	503	503	472
Gewichtung	4	3	2

Die Faktoren werden bei der Berechnung des PSI und den Vergleichen im folgenden Kap. 2.10 bereits verwendet.

2.10 Auswirkungen der Überarbeitungen auf den PSI der Tieflandseen

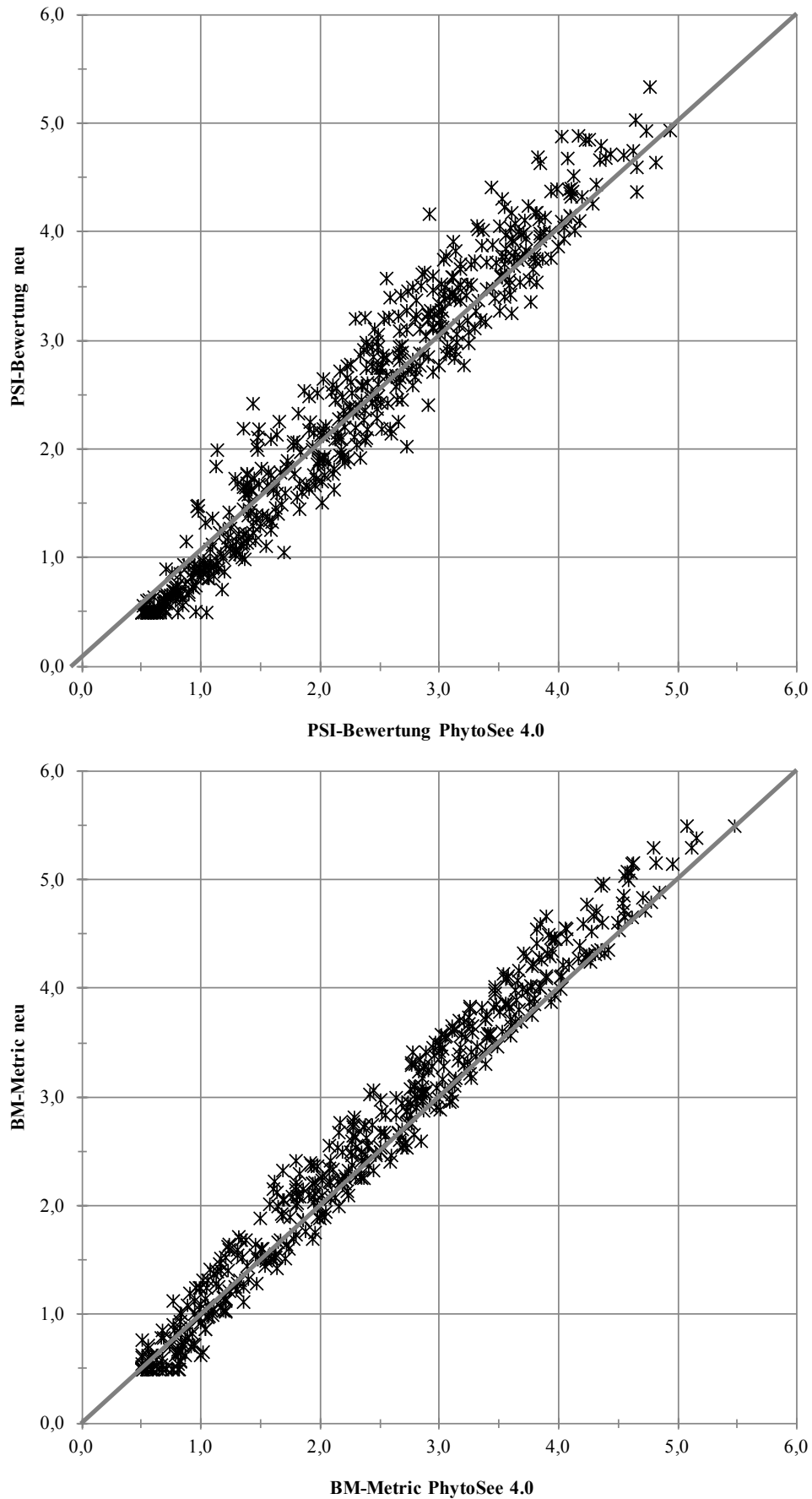


Abb. 34: Vergleich des neuen PSI und BM-Metrics mit der bisherigen Version PhytoSee 4.0 für geschichtete Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=529, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

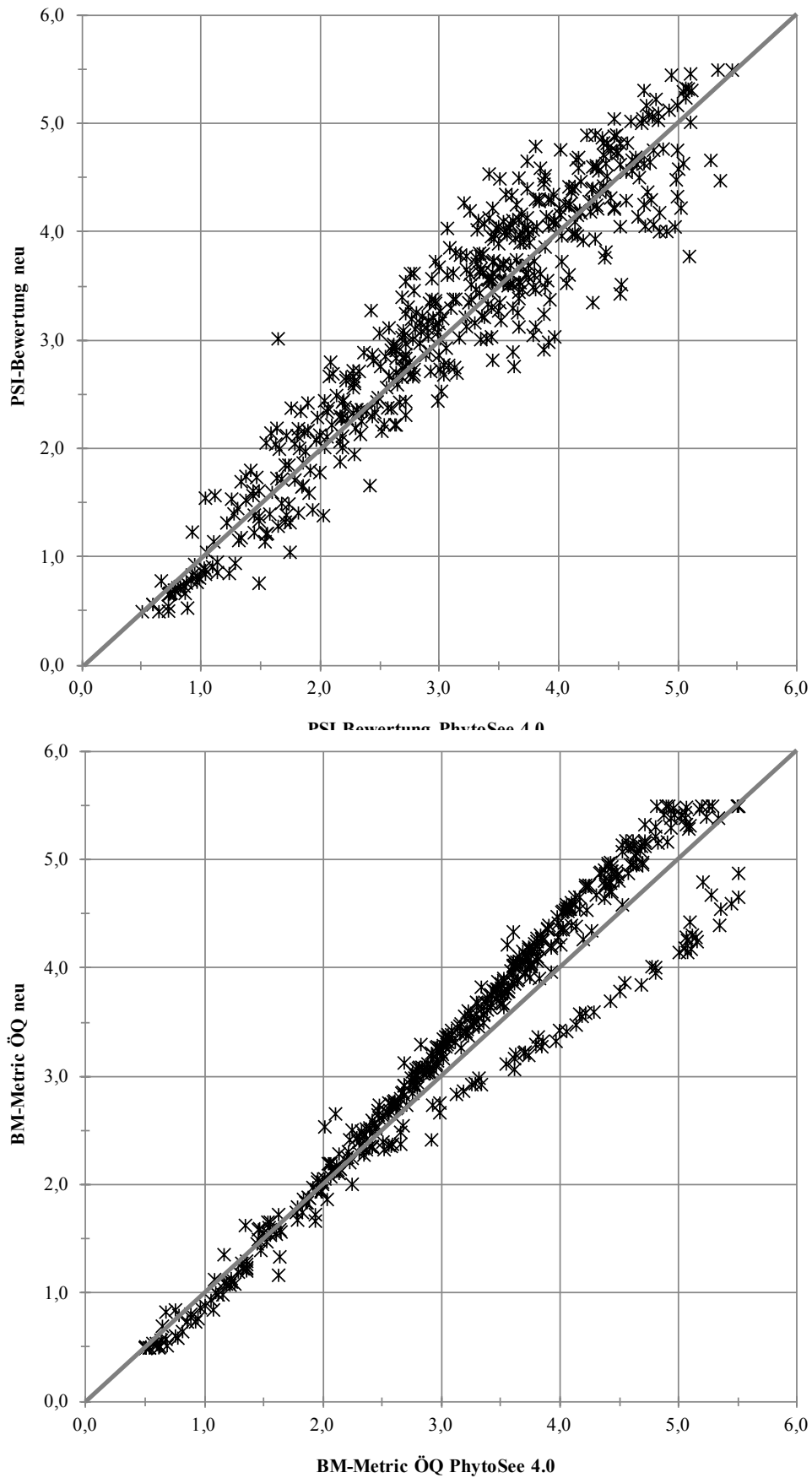


Abb. 35: Vergleich des neuen PSI und BM-Metrics mit der bisherigen Version PhytoSee 4.0 für polymiktische Tieflandseen. Kalibrationsdatensatz N=529, graue Linie = 1 : 1-Gerade.

Die neuen Bewertungen für die geschichteten Tieflandseen fallen in der untersten Ökologischen Zustandsklasse etwas günstiger und ab der "guten" ÖZK im Mittel etwas schlechter aus (Abb. 34). Die Verschlechterung sind sowohl auf den BM-Metric (s. Abb. 34) als auch auf die Neukalibrationen im AK-Metric zurückzuführen.

Die PSI-Werte für polymiktischen Seen verschlechtern sich im Mittel nur geringfügig (Abb. 35). Beim Biomasse-Metrics wird der Typ 12 deutlich milder bewertet. Die übrigen polymiktischen Seetypen werden oberhalb der "gut-mäßig"-Grenze etwas strenger eingestuft.

2.11 Überarbeitung des Bewertungstools PhytoSee 4.0

Das Access-Programm PhytoSee dient der Berechnung des Phyto-See-Index. Die neue Version (PhytoSee 5.0) wird

- die Anpassungen im Mittelgebirgs-Modul gemäß RIEDMÜLLER & HOEHN (2011),
- die Änderungen der Bewertungsgrenzen im Biomasse-Metric im Tiefland,
- die angepasste Algenklassen-Bewertung für die Tieflandseen,
- die Erweiterung für die sauren Tageauseen sowie
- Arbeitshilfen wie z.B. die DV-Übersetzungsliste aufnehmen.

Ebenso ist die Ausgabe von Rohtabellen (Fressbarkeit des Phytoplanktons auf Probenentnommen-Ebene) als Berechnungsgrundlage für die PhytoLoss-Indices geplant. Für die Indices werden Phytoplankton- mit synchron erhobenen Zooplanktondaten verschnitten und lassen Rückschlüsse auf die aktuelle Fraßdruck-Situation und ggf. den Fischbestand zu.

2.11.1 Überarbeitung der DV-Übersetzungsliste im Auswertetool PhytoSee

Das Programm zur Berechnung des Phyto-See-Index benutzt in der Regel die nach der harmonisierten Taxaliste kodierte Befunde (MISCHKE & KUSBER 2009, Stand Mai 2009). Es wurde angestrebt, dass für alle Taxa auch der aktuelle DV-Code aus der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde nach dem aktualisierten Stand vom März 2007/2011 (MAUCH *et al.* 2003 und 2011) angegeben wurde.

Inzwischen wurden weitere Überarbeitungen der DV-Taxaliste vorgenommen. Dies betrifft insbesondere die Taxonomie der Diatomeen, und es betrifft überwiegend Arten aus dem Benthos und nur zu einem sehr geringen Anteil Arten aus dem Plankton der Seen.

Zweck der Arbeiten war, die Phytoplanktonbefunde, die mit "DV-Nr" kodiert sind, für die Phyto-See-Index-Berechnung nach dem System der HTL (harmonisierten Taxaliste) automatisiert transferieren zu können.

Die Übersetzung erfolgt nach der Access-Tabelle "Translate_von_DV_Nr_nach_HTL", die als Übersetzungsliste fungiert.

Eine direkte Übernahme des DV-Codes als grundlegende Taxaliste für das Phytoplankton ist aus den unten aufgeführten Gründen nicht möglich. Es wurde jedoch gewährleistet, dass alle Indikatorarten und alle Indikatorgruppen in einer Weise übersetzt werden, dass keine bewertungsrelevanten Unterschiede entstehen. Zur diesbezüglichen Prüfung wurden die PSI-Ergebnisse zweier Bewer-

tungsberechnungen für 13 Seen mit einander verglichen, die mit dem PhytoSee-Tool 5.0 zum einen auf Basis von DV-Befunden, die automatisiert nach dem HTL-Code übersetzt und dann mittels des Phyto-See-Index bewertet wurden und zum anderen auf Basis von manuell durch einen Anwender übersetzten Kodierung nach der HTL-Liste. Der PSI stimmte im Ergebnis überein ($r^2=0,9999$), nachdem mehrere Fehler in der ersten Version korrigiert wurden. Abweichungen entstehen in seltenen Fällen durch die manuelle Zuordnung zu Größenklassen von *Cryptomonas*, von denen die größeren bewertungsrelevant sind, sowie bei der Zuordnung von Taxa, die nicht in der HTL vorhanden sind.

Die neue Taxonomie der DV-Liste (Sept. 2011) wurde nicht berücksichtigt, da die dafür erforderlicher Bestimmungsliteratur noch nicht allgemein zugänglich vorliegt bzw. nur Spezialisten zugänglich ist und meist auch keine Indikatorarten von den Umbenennungen betroffen sind.

Gründe, warum der DV-Code zurzeit im Programm nicht 1:1 übernommen wird:

1. Die harmonisierte Taxaliste (HTL) enthält 1.558 Taxa, während die DV-Liste nahezu 5.000 potentiell auffindbare Taxa des Phytoplankton ausweist. Eine operative Taxaliste mit 5.000 Arten wäre unübersichtlich und würde zu einem großen Teil Artnamen enthalten, die nie oder extrem vereinzelt im Plankton von Seen erscheinen. Der Phyto-See-Index basiert auf den mit dem Utermöhl-Verfahren in der Praxis quantifizierbaren Taxa und hebt nicht auf eine vollständige Artenliste je Probe ab.
2. Die HTL enthält zusätzliche Felder (Gattung, Ordnung, Mindestbestimmungstiefe, Hinweis auf Seite im Bestimmungswerk etc.), die für die Bewertung und die Qualitätssicherung genutzt werden. Die 3.500 fehlenden Einträge müssten nachgearbeitet werden, was im Auftragsrahmen nicht möglich ist.
3. Eine taxonomische Überarbeitung der harmonisierten Taxaliste könnte nur durch die inhaltlich erforderliche Unterstützung und in erneuter Zusammenarbeit mit dem Botanischen Museum Berlin (Kusber und Jahn) erfolgen, wofür kein Auftrag vorliegt.
4. Im neuen DV-Code werden z.T. Gattungen der Diatomeen auf mehrere neue Gattungen aufgeteilt, die bisher als Gattung indikativ eingestuft wurden (Beispiel *Navicula*). Eine Auftrennung der Arten in neue Gattungen würde zu einer veränderten Bewertung führen, oder man müsste den gleichen Indikatorwert ungeprüft auch für die neuen Gattungen vergeben.

3 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen

3.1 Historie, Ziele, Datenstand und Vorarbeiten

3.1.1 Arbeitsstand, Zielsetzung und Bildung von Seegruppen für die Klassifizierung

Im LAWA-Projekt O 9.08 (MISCHKE *et al.* 2009) standen die LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifizierung und –bewertung (1999, 2001, 2003) auf dem Prüfstand der Anwendbarkeit auf den über die letzten Jahre stark angewachsenen Bestand trophisch orientierter Daten deutscher Seen. Der größte Verbesserungsbedarf lag für die Gesamtposphorklassifizierung für natürliche Seen vor. Jedoch auch für die Baggersee- und Talsperren-Klassifizierung konnte für die TP-Parameter teilweise ein Anpassungsbedarf ermittelt werden. Beste Stimmigkeit zeigte der Sichttiefen-Index im Prüfdatensatz, der jedoch insbesondere im oligotrophen Bereich in der Regel zu streng klassifiziert.

Im LAWA-Projekt O 9.09 (MISCHKE *et al.* 2009) begann die Zusammenstellung einer Datenbank, welche Seenstammdaten sowie Probandaten der Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtposphor enthält. Die Datensammlung umfasste alle deutschen Seen, u.a. natürliche Seen, Tagebau-seen, Baggerseen, Torfabbauseen, Talsperren und Speicher aller Größen. In einem weiteren LAWA-Projekt O 7.08 (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011) lag der Schwerpunkt der Arbeiten auf Prüfungen und Tests für die Ermittlung von Seegruppen, welche eine ähnliche Biomasseausprägung und Produktivität besitzen und deshalb gemeinsam klassifiziert werden können (Ergebnis s. Tabelle 25). Des Weiteren wurde ein Entwurf zur Trophie-Klassifizierung mit dem Gesamtposphor-Saisonmittelwert vorgestellt. Im laufenden Projekt soll nun die Trophieklassifizierung fertig gestellt werden.

Die Zitate der LAWA-Richtlinien (1999, 2001, 2003) werden im Text im Sinne einer besseren Lesbarkeit nicht immer mitgeführt. Es werden folgende Abkürzungen für die Trophiekenngößen häufiger verwendet:

ChlaSais	= Chlorophyll a-Saisonmittelwert
STSais	= Sichttiefen-Saisonmittelwert
TPSais	= Gesamtposphor-Saisonmittelwert
TPF	= Gesamtposphor-Frühjahrswert bei polymiktischen Seen
TPZ	= Gesamtposphor-Wert bei geschichteten Seen zur Zeit der Vollzirkulation (Frühjahr empfohlen, alternativ Herbst möglich)

Zielsetzung:

(die genannten Ziele wurden in Sitzungen des LAWA-Expertenkreises Seen diskutiert und beschlossen)

- Der bisher so genannte Trophie-Index soll zukünftig Trophie-Index heißen.
- Alle Kenngrößen des Trophie-Index werden von Sommermittel auf Saisonmittel umgestellt, d.h. der zukünftige Trophie-Index, die H&O-Werte und das PSI-Bewertungsverfahren fußen auf denselben Messzeiträumen und Kenngrößen. Dabei wird aus allen Messwerten einer Saison (März)/April bis Oktober/(November) ein arithmetischer Mittelwert gebildet. Der Zwischenschritt einer Monatsmittelwert-Bildung, wie er bisher im PSI-Verfahren vollzogen wurde, entfällt. Das PSI-Verfahren wurde ebenfalls dementsprechend umprogrammiert, so dass hier eine Vereinheitlichung und Konsistenz der Kennwerte erreicht wird.
- Messungen im Klarwasserstadium von Seen gehen in die Mittelwertbildung mit ein und werden nicht wie bisher für den Chl a- und Sichttiefen-Index aussortiert.

- Die Umstellung auf das Saisonmittel gilt auch für die zentrale Kenngröße Chlorophyll a, von der aus die gesamte Trophieklassifikation abgeleitet wird. Die von LAWA (1999) u.a. in Anlehnung an die Ansätze der OECD (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982) und TGL 27885/01 (1982) festgelegten Trophieklassengrenzen (s. Tabelle 24), welche ursprünglich für den Sommermittelwert galten, sollen auch zukünftig für den Saisonmittelwert angesetzt werden. Grundlage dieser Entscheidung waren Vergleiche zwischen Sommermittel (ohne Klarwasserstadium) und Saisonmittelwert (mit Klarwasserstadium) im Datensatz, welche zeigten, dass die beiden Kenngrößen zwar signifikant unterschiedlich sind, aber im Mittel nur rund 2% voneinander abweichen, wobei das Sommermittel etwas über dem Saisonmittel liegt (s. MISCHKE *et al.* 2010).
- Die Klassifizierung anhand des TP-Frühjahrs- oder Vollzirkulationswertes soll weiterhin ein Bestandteil des Verfahrens sein (s. Kap. 0).
- Eine unterschiedliche Trophieklassifizierung von Gewässerarten (BS, TS und natS), Seetypen und Seen unterschiedlicher Größe soll nur dann erfolgen, wenn signifikante Abweichungen in der Biomasseausprägung und den Kenngrößen deutlich werden.
- Es soll eine weitgehende Harmonisierung/Plausibilisierung mit den Klassengrenzwerten des PSI-Verfahrens und der korrespondierenden H&O-Werte stattfinden.
- Eine Neuauflage der quantitativen Beschreibung des Referenzzustandes in LAWA (1999) mit morphometrischen Kenngrößen des Seebeckens (Diskussion s. MISCHKE *et al.* 2010) sowie ggf. eine differenziertere Kalibration des Ansatzes auf Basis der TP-Einzugsgebietseinträge ist nicht geplant. Dies hat zu Folge, dass eine Überarbeitung des "Bewertungs-"Ansatzes für natürliche Seen nicht durchgeführt wird. Es wird darauf verwiesen, dass mit den WRRL-Verfahren valide Bewertungswerkzeuge zur Verfügung stehen.
- Des Weiteren soll der Trophie-Index wie bisher auf Seen aller Größen anwendbar sein. Dies wurde in der Datensammlung und der Zusammenstellung der Kalibrationsdatensätze mit der Aufnahme zahlreicher kleiner Seen bis 1 ha Größe berücksichtigt.
- Wie im bisherigen Verfahren sollen vier Probenahmen pro Untersuchungsjahr ausreichen, um ein gültiges Klassifikationsergebnis zu ermitteln.
- Alle Klassifizierungsmodelle für alle Gewässerarten und Seegruppen sollen in einem Schriftwerk erläutert sein und nicht wie bisher in drei verschiedenen Veröffentlichungen. Für die Klassifizierung wird ein EDV-Berechnungstool zur Verfügung gestellt.

Tabelle 24: Für die Kenngröße Chlorophyll a von der LAWA (1999) festgelegten Trophie-Klassengrenzen und die entsprechende Index-Skala, welche für alle Gewässerarten und Seegruppen identisch angesetzt wird.

Obere Klassengrenze des Chlorophyll a-Sommermittelwerts bzw. zukünftig des Saisonmittelwerts (µg/L)	Trophieklasse	Trophie-Index (Obergrenze der Trophieklasse)
3,0	oligotroph	1,5
9,7	mesotroph	2,5
17,0	eutroph 1	3,0
31	eutroph 2	3,5
56	polytroph 1	4,0
100	polytroph 2	4,5
> 100	hypertroph	> 4,5

Formel zur Index-Berechnung: $\text{Chl a-Index} = 0,856 * \ln(\text{Chl a-Mittelwert in } \mu\text{g/L}) + 0,56$

Aufgaben im hier berichteten Projekt:

- Für die in Tabelle 25 aufgeführten Seegruppen sollen in den jeweiligen Datensätzen die Beziehungen zwischen Chlorophyll a (und dessen festgelegte Klassifizierung) und den Kenngrößen des Gesamtposphors sowie der Sichttiefe ermittelt werden. Daraus werden die Berechnungsformeln für die Einzelindices und die jeweiligen Trophie-Klassengrenzen abgeleitet.
- Validierungen der ermittelten Modelle im Gesamtdatensatz, Ableitung der Grenzen und Einschränkungen der Trophie-Klassifizierung sowie Ermittlung der Gewichtungsfaktoren, mit denen die Einzel-Indices in den Trophie-Index eingerechnet werden.
- Erstellung des Handbuchs und EDV-Tools für die Anwendung.

Tabelle 25: Seegruppen, welche in der Trophieklassifikation differenziert behandelt werden sowie deren Unterscheidungsmerkmale.

Seegruppe	Kürzel	See- fläche	mittlere Tiefe	Gewäs- serart	Öko- region	Beschreibung der Seegruppe
geschichtete AVA/MG-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	AVAMGgesch	> 5 ha	alle	ohne TS	AVA, MG	dominiert durch AVA-natS
geschichtete Talsperren (Stauseen, Speicher)	geschTS	> 5 ha	alle	nur TS	alle	dominiert durch MG-TS
geschichtete TL-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	TLgesch	> 5 ha	alle	alle	TL	dominiert durch natS, daneben BS und TBS
geschichtete Kleinseen ≤ 5 ha	geschklein	≤ 5 ha	alle	alle	alle	dominiert durch TL-natS
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe > 3 m	polygr3m	alle	> 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe ≤ 3 m	polykl3m	alle	≤ 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein

natS = natürliche Seen, BS = Baggerseen, TBS = Tagebauseen, TS = Talsperren, poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, AVA = Alpen (A) und Voralpen (VA), MG = Mittelgebirge, TL = Norddeutsches Tiefland

3.1.2 Datengrundlage

Seit Beginn der Datensammlung konnten mit Stand Mai 2012 für 2.029 Seen und 3.860 Jahrgänge 31.553 Probenstermine zusammen getragen werden. Eine Beschreibung der Zusammensetzung der Seen-Datenbank hinsichtlich u.a. Gewässerart, Seegröße und Trophie ist in RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) enthalten, die hinsichtlich der relativen Verteilung dem aktuellen Stand im Wesentlichen entspricht. Für 3.292 Jahrgänge sind valide Chl a-Saisonmittelwerte vorhanden.

Zur Ableitung von Klassifikationsformeln, welche für ihre jeweilige Seegruppe typische Verhältnisse widerspiegeln sollen, war die Zusammenstellung von sog. Kalibrationsdatensätzen notwendig. Da z.B. viele Jahrgänge valide TP-Werte im Sommer aufweisen, die Zirkulations- oder Sichttiefenwerte jedoch fehlen, mussten die Kalibrationsdatensätze für jede Kenngröße und Seegruppe differenziert zusammengestellt werden. Die jeweilige Anzahl der Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz pro Trophie-Kenngröße und Seegruppe zeigt die Tabelle 26.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl von Jahrgängen in einen Kalibrationsdatensatz angewandt:

- Plausibler Chl a-Saisonmittelwert vorhanden.
- Keine sauren Seen (insbesondere Tagebauseen); keine Baggerseen mit anhaltender Kiesbaggerung im Untersuchungsjahr; keine schnell durchflossenen Seen, deren Phytoplanktonentwicklung durch die Verweilzeit begrenzt ist (z.B. an größere Flüsse angebundene Seen).
- Keine bekanntermaßen durch Stickstoff limitierte Seen oder Jahrgänge (z.B. Schweriner See).
- Für die Sichttiefen-Kalibrationsdatensätze: z.B. keine durch Huminstoffe stark gefärbten Seen sowie keine Baggerseen mit starker Trübung durch Kiesgewinnung im Untersuchungsjahr.
- Mindestens vier Termine pro Jahr vorhanden und mindestens drei Probetermine in der Vegetationsperiode von März/April bis Oktober/November.
- Maximal zwei Jahrgänge bzw. bei langen Zeitreihen und zwischenzeitlichem Wechsel des Trophiestatus maximal drei Jahrgänge pro See oder Seebecken.

Tabelle 26: Anzahl der Jahrgänge in den jeweiligen Kalibrationsdatensätzen zur Anpassung der Trophiekenngößen des Gesamtphosphors und der Sichttiefe an den a-priori festgelegten Chl a-Index.

Seegruppe der Trophieklassifizierung	Anzahl der Jahrgänge im jeweiligen Kalibrationsdatensatz für die Kenngröße ...		
	Sichttiefen-Saisonmittelwert STSais	Gesamtphosphor-Saisonmittelwert TPSais	Gesamtphosphor-Frühjahrswert TPF
AVAMGgesch	94	97	97
geschTS	121	136	133
TLgesch	496	702	701
geschklein	7	58	58
polygr3m	220	306	299
polykl3m	310	794	764
Summe	1.248	2.093	2.052

"kl" bedeutet ≤, "gr" bedeutet >, Seegruppenbezeichnungen und Beschreibung s. Tabelle 25.

Bei der Ableitung des Sichttiefen-Index wurde deutlich, dass die Verhältnisse in geschichteten Seen mit einer gemeinsamen Formel beschrieben werden können (s. Grünfärbung in Tabelle 26 und Tabelle 29) und die Seen-Datensätze wurden für diese Teil-Fragestellung zusammengeführt. Das Verhalten des TPSais- und des TPF/Z-Wertes zur Trophie-Entwicklung des Jahres erfordert die höchste Differenzierung und alle Seegruppen besitzen dort eine eigene Indexberechnung.

Eine unterschiedliche Behandlung von Seen kleiner als 5 ha findet nur bei den geschichteten Seen und dort nur für die TP-Kenngrößen statt (Tabelle 26). Alle polymiktischen Kleinseen können gemeinsam mit den größeren klassifiziert werden.

3.1.3 Eignung der Kenngröße Gesamtphosphor im Frühjahr bzw. zur Vollzirkulation

Im Vorfeld wurde geprüft, ob es sinnvoll ist, die bisher verwendete Kenngröße "Gesamtphosphor während der Frühjahrszirkulation" bzw. in polymiktischen Seen "Gesamtphosphor im Frühjahr", für alle Seen kurz TPF/Z genannt, weiterhin zu verwenden. Insbesondere in den im Sommer stabil geschichteten Seen kann die Startsituation der Phosphor-Konzentrationen bei Volldurchmischung das Trophiepotenzial gut anzeigen. Würde man lediglich die sommerlichen TP-Konzentrationen im Epilimnion zur Beurteilung des Trophiepotenzials heranziehen, welche u.a. durch Konsumption und Aussinken von partikulär gebundenem Phosphor oft niedriger liegen, so fände in einigen Fällen eine Unterschätzung der Nährstoffbelastung statt.

Es wurde geprüft, ob die Kenngröße TPF/Z

1. sich signifikant vom Saisonmittel TPSais unterscheidet und
2. sich in den Seegruppen hinreichend konsistent verhält,

um für den Trophie-Index eine sinnvolle und zuverlässige zusätzliche Information darzustellen.

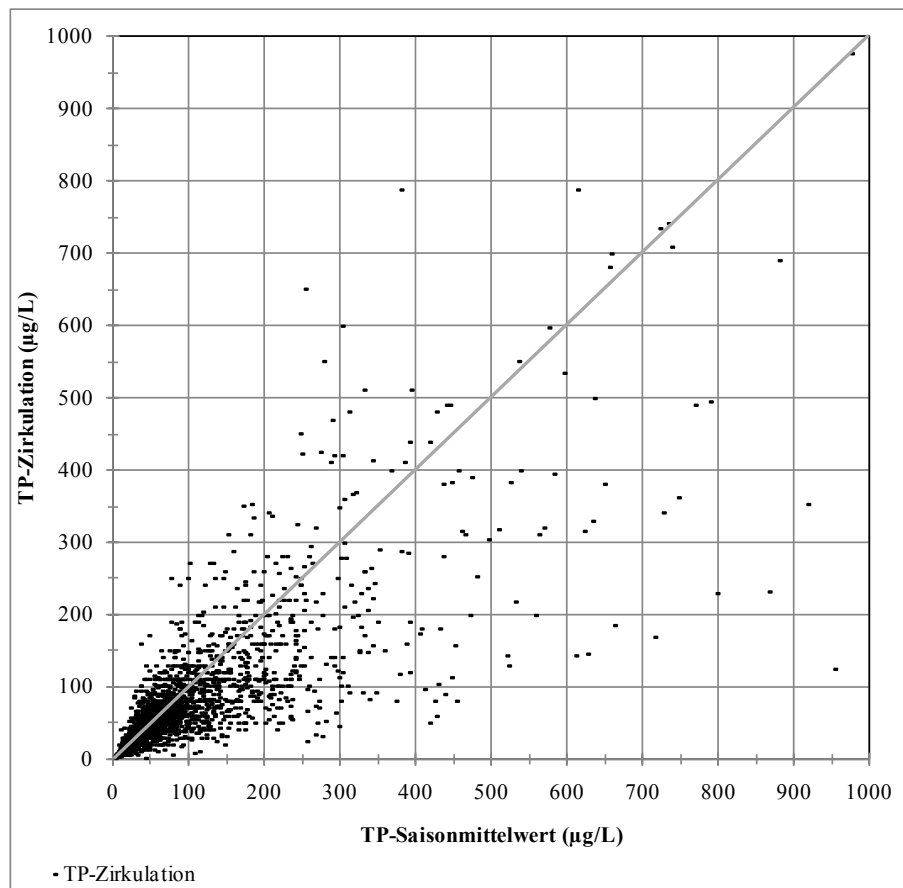


Abb. 36: TP-Frühjahrs- bzw. Zirkulationswert in Bezug zum entsprechenden TP-Saisonmittel in deutschen Seen. N = 2.350.

Nimmt man den Gesamtdatensatz mit 2.350 Datenpaaren so liegt der TPF/Z-Wert im Mittel um rund 3% unter dem Saisonmittelwert. Gerade bei den hocheutrophen Seen, welche in der Regel polymiktische Seen sind, können die Frühjahrswerte besonders weit nach unten abweichen (s. Abb. 36 und Abb. 37).

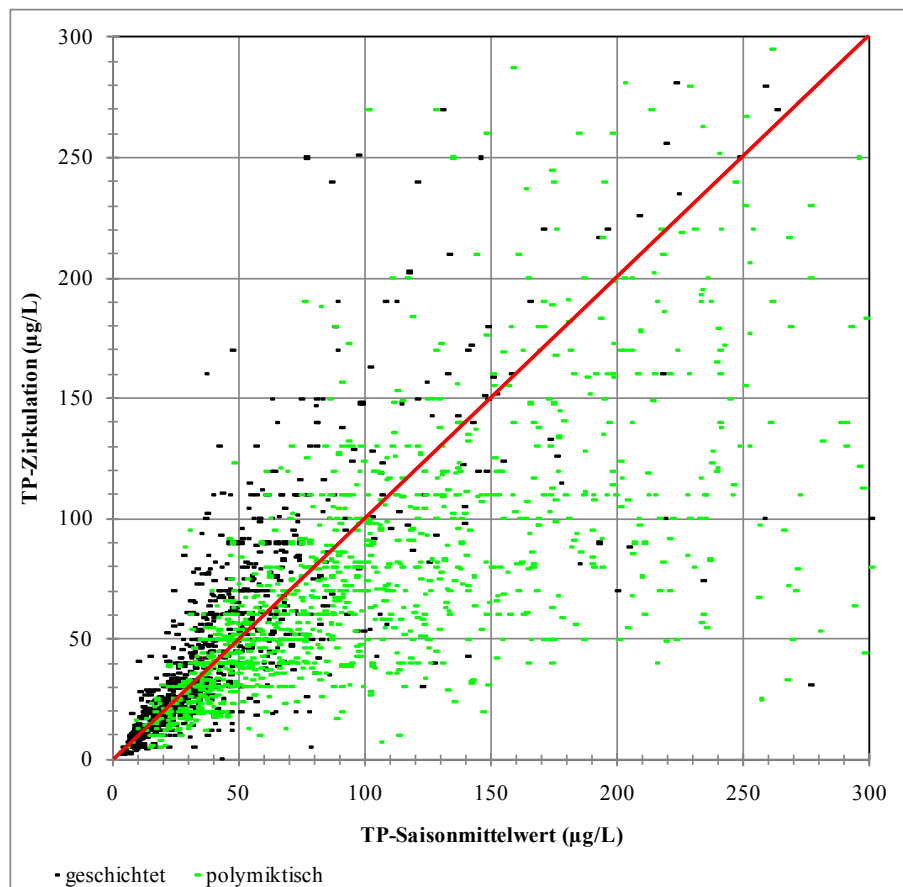


Abb. 37: TP-Frühjahrs- bzw. Zirkulationswert in Bezug zum entsprechenden TP-Saisonmittel in geschichteten (N = 1080) und polymiktischen (N = 1.270) Seen.

Trennt man die Seen nach dem Schichtungskriterium in polymiktische und geschichtete Seen, so wird deutlich (Abb. 37), dass der TPF-Wert in den geschichteten Seen tendenziell höher und in den polymiktischen niedriger liegt als das Saisonmittel. Bei den geschichteten Seen liegt der TPF im Mittel um rund 14% höher als der TPSais. Bei den polymiktischen um 17% unter dem TPSais. Der Unterschied zwischen den beiden Gruppen ist höchst signifikant (t-Test für abhängige Stichproben, SPSS 11.0). Die Befunde entsprechen im Wesentlichen den Erwartungen. Erfahrungen, mögliche Ursachen und Erklärungen wurden in einer Email-Diskussion unter den LAWA-EK Seen-Mitgliedern zusammengetragen. Sie werden im Folgenden kurz wiedergegeben und mit Ergebnissen aus Prüfungen im Gesamtdatensatz ergänzt:

- In **geschichteten Seen** unterliegen die Nährstoffe im Epilimnion während der Stagnation einer Zehrung. Das Verschwinden des Gesamtphosphors (gelöster und partikulär gebundener Phosphor) aus der oberen Wasserschicht wird u.a. durch Absinken der partikulären Fraktion in das Hypolimnion oder Sedimentation verursacht. In tieferen Talsperren liegen die Frühjahrswerte ebenfalls in der Regel über den Sommerwerten. Die Unterschiede sind umso ausgeprägter je tiefer die Seen sind. Auch nimmt die Differenz mit der Trophie zu. Weniger stabil geschichtete Seen (Seen des Typs 10) oder Talsperren mit sommerlicher Absenkung, die noch während der Vegetationsperiode (Ende August oder September) eine teilweise oder vollständige Mixis erfahren, können auch höhere TPSais-Werte entwickeln. Die Übergänge sind bei den geschichteten Seen je nach mittlerer Tiefe, Hydrologie oder Witterungsabhängigkeit fließend. Bei tieferen Seen liegt die Mixis oft außerhalb der Saison und die Einmischung von nährstoffreichem Tiefenwasser in die gesamte Wassersäule wird von den Untersuchungen meist nicht mehr erfasst.

- Bei den **polymiktischen Seen** ist in vielen Fällen ein gegenteiliges Verhalten zu beobachten: Die Saisonmittelwerte liegen z. T. deutlich über den Frühjahrswerten. Folgende Erklärungen und Befunde stützen diese Beobachtung:
 - Im Winter und Frühjahr sind die Sauerstoffverhältnisse in polymiktischen Seen bis in die Tiefe und zur Sedimentoberfläche gut. Der Phosphor ist zum großen Teil im Sediment gebunden und die P-Werte im Wasser sind relativ niedrig. Das Sediment fungiert zu dieser Zeit als P-Senke.
 - In eutrophen Flachseen tritt im Sommer schon bei geringen vertikalen Temperaturgradienten oder sogar bei Volldurchmischung über dem Sediment Sauerstoffmangel auf, der durch den Abbau von absinkender Planktonbiomasse oder organischer Feinsedimente, u.a. durch Pollen, verursacht wird. In Folge wird Phosphor aus dem Sediment freigesetzt und bei der nächsten windbedingten Durchmischung in die obere produktive Zone transportiert. Dieser Prozess ist je nach Sauerstoff-Zehrungspotenzial und P-Vorrat im Sediment unterschiedlich stark. Bei Talsperren sind die Hydrologie und das Wassermengenmanagement relevante Steuergrößen. Viele polymiktische Flachstauseen weisen im Sommer durch erhöhte Denitrifikationsraten kaum noch Nitrat als Sauerstoffreserve auf, wodurch die P-Freisetzung zusätzlich intensiviert wird. Der Saisonmittelwert kann in belasteten Seen bis zum 3fachen des Frühjahrswerts erhöht sein. Reine Sommerwerte können das 6-8fache des Frühjahrswertes betragen. Das Sediment fungiert im Sommer in vielen Seen als P-Quelle.
 - Wie bei den geschichteten Seen, so nimmt auch bei den polymiktischen Seen die Differenz zwischen den beiden TP-Kenngrößen TPF versus TPSais mit der Trophie zu. In (oligo- und) mesotrophen Flachseen ist die TP-Konzentration im Sommer häufig noch in der gleichen Größenordnung wie die des Frühjahrs.
 - Aufgrund des in Flachseen ungünstigeren Verhältnisses von Wasservolumen zu Sedimentoberfläche können das Sediment und dessen Nährstoffreserven einen großen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt haben, der bei Stoffbilanzen nicht mehr vernachlässigbar ist.
 - In den durch Stoffretention stärker belasteten Flusseen ist die Nährstoff- und Rücklösungsdynamik stark durch den Durchfluss gesteuert. In regenreicheren Regionen und/oder Jahren kann durch den erhöhten Durchfluss und das bessere Redox-Potenzial die P-Rücklösung aus dem Sediment geringer ausfallen. Findet dennoch Rücklösung statt, so werden die Nährstoffe schneller ausgetragen oder verdünnt und das Trophiepotenzial ist deutlich verringert. In diesen Systemen können demnach witterungsbedingt große Unterschiede zwischen den Jahren auftreten.
 - Die zeitweise Stickstofflimitierung in Fluss- und Flachseen kann das Algenwachstum begrenzen oder Stickstoff-fixierende Arten der Cyanobakterien (Nostocales) fördern.
 - Makrophyten können durch ihre Wurzeln die Sedimentbelüftung erhöhen und eine P-Rücklösung drosseln. Darüber hinaus findet in Makrophyten-Beständen eine verstärkte Sedimentation von partikulärem Phosphor statt, der somit der Wassersäule entzogen wird.

Fazit für die Kenngröße TP-Frühjahrs- und Zirkulationswert im Trophie-Index:

Der TPF/Z-Wert repräsentiert nach den obigen Ausführungen eine eigenständige Kenngröße, deren Klassifizierung im Trophie-Index sinnvoll ist und die wichtige Informationen zum Trophie-Geschehen vermitteln kann.

Als Mess-Zeitpunkt ist für die meisten Seen das zeitige Frühjahr zu empfehlen. Für geschichtete Seen kann bei Ausfall oder Verpassen der Probenahme zur Frühjahrszirkulation nach einer Plausibilitätsprüfung die TP-Konzentration zur Herbstzirkulation verwendet werden. Dies entspricht der vorgeschlagenen Handhabung in den bisherigen LAWA-Richtlinien.

3.2 Ergebnisse der Anpassungsarbeiten

3.2.1 Vorgehensweise und ermittelte Index-Berechnungsformeln

In den LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifikation (1999, 2001, 2003) wurden zur Ableitung der Beziehungen zwischen Chlorophyll a und den Trophiekenngößen TP-Sommermittel und TP-Frühjahr/Zirkulation potenzielle Kurvenanpassungen verwendet. Diese dienten als Grundlage für die Ableitung der Trophie-Klassengrenzen. In den hier vorliegenden z.T. sehr großen Datensätzen mit Stichprobengrößen von bis zu 800 Wertepaaren in einigen Gruppen und einer starken Konzentration von Seen im mittleren Trophiebereich war die Anpassung über alle Datenpunkte nicht zielführend. Insbesondere in den Randbereichen der Trophieskala ergaben sich Klassengrenzen, die nicht mit den bisherigen Konzeptionen über die Trophieklassen übereinstimmten. Zur Problemlösung wurde für die großen Seegruppen eine Datenreduktion mittels Datengruppierung bzw. Klassenbildung durchgeführt, in der für TP-Klassen (0-5, 5-10, 10-15 µg/L usw.) Medianwerte der entsprechenden Chl a-Konzentrationen ermittelt wurden. An diese rund 20 verbleibenden Wertepaare (z.B. TP-Klassenmitte versus Medianwert der Chlorophyll-Saisonmittelwerte) pro Seengruppe wurden erneut potenzielle Regressionskurven angepasst (Excel 2007, SPSS Version 11.0). Durch die Reduktion der Datenpunkte (Klassenbildung) für die Regressionsanalysen stellen die dabei ermittelten Bestimmtheitsmaße (R^2) keine aussagekräftigen Kenngrößen mehr dar und werden deshalb in den Tabellen mit den Indexformeln nicht mitgeführt.

Auf Basis der Transferfunktionen konnten anhand der gesetzten Chl a-Klassifizierung die Index-Berechnungsformeln für die anderen Trophie-Parameter abgeleitet werden. Die Index-Berechnung in den Seegruppen erfolgt nach den Formeln in Tabelle 27.

Zur Erstellung der Index-Zuweisungstabellen für die Trophie-Kenngrößen wurden darüber hinaus die Umkehrfunktionen ermittelt (s. Tabelle 28). Mit diesen kann aus jedem Indexwert die entsprechende Sichttiefe oder ein TP-Saisonmittelwert errechnet werden. Analog zu den bisherigen LAWA-Berichten (u.a. LAWA 1999) wurden die Tabellen in 0,1 Indexschritten für jeden Parameter und für jede Seegruppe erstellt. Diese sind im Anhang Kap. 9 enthalten.

Besonderheit der Klassifizierung von geschichteten Talsperren mit dem Parameter TPSais:

Für diese Seegruppe war in den Validierungsläufen die bestehende Anpassung nach LAWA (2001) trotz Kenngrößenwechsel auf das Saisonmittel immer noch die beste zur Beschreibung der Beziehung zwischen Chl a und dem TPSais. In den unten folgenden Tabellen wird die "alte" Anpassung wiederum als geprüfte "neue" mitgeführt ohne gesonderten Kommentar. Ein alt-neu-Vergleich zwischen den Klassengrenzen und der Stimmigkeit der Kurvenanpassungen kann demnach für den TPSais in dieser Gruppe entfallen.

Tabelle 27: Index-Berechnung auf Basis der abgeleiteten Transferfunktionen in den Seegruppen.

Seegruppe	Chlorophyll a-Saisonmittelwert ChlaSais	Sichttiefen-Saisonmittelwert STSais	Gesamtphosphor-Saisonmittelwert TPSais	Gesamtphosphor Frühjahr/Zirkulation TPF/Z	
AVAMGgesch	y = 0,856*ln(x)+0,560	y = -1,546*ln(x) + 3,8872	y = 0,9549*ln(x)-0,7843	y = 0,8658*ln(x)-0,5005	
geschTS			y = 1,066*ln(x)-0,939	y = 0,874*ln(x)-0,4954	
TLgesch			y = 1,0995*ln(x)-1,3831	y = 0,9877*ln(x)-1,0526	
geschklein			y = 1,0125*ln(x)-0,9574	y = 0,8637*ln(x)-0,4332	
polygr3m			y = -1,304*ln(x)+3,5932	y = 0,9987*ln(x)-0,9384	y = 1,2232*ln(x)-1,7408
polykl3m			y = -1,276*ln(x)+3,3371	y = 1,0487*ln(x)-1,1104	y = 1,1573*ln(x)-1,3545
kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe, y = Indexwert, x = Parameterwert					

Tabelle 28: Formeln zu Ermittlung der der Eingangswerte der Trophie-Kenngrößen aus den Indexwerten.

Seegruppe	Chlorophyll a- Saisonmittelwert ChlaSais	Sichttiefen- Saisonmittelwert STSais	Gesamtphosphor- Saisonmittelwert TPSais	Gesamtphosphor Frühjahr/Zirkulation TPF/Z
AVAMGnatS	$y = 0,5199 * e^{1,1682 * x}$	$y = 12,367 * e^{-0,647 * x}$	$y = 2,2734 * e^{1,0472 * x}$	$y = 1,7827 * e^{1,155 * x}$
geschTS			$y = 2,413 * e^{0,9381 * x}$	$y = 1,7625 * e^{1,1441 * x}$
TLgesch			$y = 3,518 * e^{0,9095 * x}$	$y = 2,903 * e^{1,0125 * x}$
geschklein			$y = 2,5745 * e^{0,9877 * x}$	$y = 1,5866 * e^{1,1883 * x}$
polygr3m		$y = 15,737 * e^{-0,767 * x}$	$y = 2,5591 * e^{1,0013 * x}$	$y = 4,15 * e^{0,8175 * x}$
polykl3m		$y = 13,685 * e^{-0,784 * x}$	$y = 2,5057 * e^{0,9968 * x}$	$y = 3,236 * e^{0,8627 * x}$
kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe, y = Parameterwert, x = Indexwert				

3.2.2 Neue Klassengrenzen für die Trophieparameter Gesamtphosphor und Sichttiefe

Tabelle 29: Trophieklassen-Grenzen für Sichttiefen-Saisonmittelwerte (m) in den Seegruppen (Abkürzungen Tabelle 25).

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen	Chl a- Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	alle gesch Seen	polygr3m	polykl3m	
0,50	oligotroph	0,9	8,9	10,7	9,2
1,00		1,7	6,5	7,3	6,2
1,25		2,2	5,5	6,0	5,1
1,50		3,0	4,7	5,0	4,2
1,75	mesotroph1	4,0	4,0	4,1	3,5
2,00		5,4	3,4	3,4	2,9
2,50	mesotroph2	9,6	2,5	2,3	1,9
3,00	eutroph1	17	1,8	1,6	1,3
3,50	eutroph2	31	1,3	1,1	0,9
4,00	polytroph1	56	0,9	0,7	0,6
4,50	polytroph2	100	0,7	0,5	0,4
5,00	hypertroph	179	0,5	0,3	0,3
Wertebereich im Kalibrationsdatensatz		0,4-16 m	0,3-5,9 m	0,1-3,7 m	
Größe der Stichprobe N =		718	220	310	

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund, kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe.

Tabelle 30: Trophieklassen-Grenzen für **Gesamtphosphor-Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$)** in den Seegruppen (Abkürzungen s. Tabelle 25).

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen		Chl a- Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	AVAMG gesch	geschTS	TLgesch	geschklein	polygr3m	polykl3m
0,50	oligotroph	0,9	4	4	6	4	4	4
1,00		1,7	6	6	9	7	7	7
1,25		2,2	8	8	11	9	9	9
1,50		3,0	11	10	14	11	11	11
1,75	mesotroph1	4,0	14	12	17	14	15	14
2,00		5,4	18	16	22	19	19	18
2,50	mesotroph2	9,6	31	25	34	30	31	30
3,00	eutroph1	17	53	40	54	50	52	50
3,50	eutroph2	31	89	64	85	82	85	82
4,00	polytroph1	56	150	103	134	134	140	135
4,50	polytroph2	100	253	164	211	219	232	222
5,00	hypertroph	179	427	263	332	359	382	366
Wertebereich Kalibrationsdatensatz			4-50 $\mu\text{g/L}$	4-79 $\mu\text{g/L}$	3-390 $\mu\text{g/L}$	16-249 $\mu\text{g/L}$	7-561 $\mu\text{g/L}$	15-500 $\mu\text{g/L}$
Größe der Stichprobe N =			97	137	702	57	306	794

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund, kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe.

Tabelle 31: Trophieklassen-Grenzen für **Gesamtphosphor-Zirkulations- oder Frühjahrswerte ($\mu\text{g/L}$)** in den Seegruppen (Abkürzungen s. Tabelle 25).

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen		Chl a- Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	AVAMG gesch	geschTS	TLgesch	geschklein	polygr3m	polykl3m
0,50	oligotroph	0,9	3	3	5	3	6	5
1,00		1,7	6	6	8	5	9	8
1,25		2,2	8	7	10	7	12	10
1,50		3,0	10	10	13	9	14	12
1,75	mesotroph1	4,0	13	13	17	13	17	15
2,00		5,4	18	17	22	17	21	18
2,50	mesotroph2	9,6	32	31	36	31	32	28
3,00	eutroph1	17	57	55	61	56	48	43
3,50	eutroph2	31	102	97	100	102	73	66
4,00	polytroph1	56	181	171	167	184	109	102
4,50	polytroph2	100	322	303	276	333	164	157
5,00	hypertroph	179	574	538	459	604	247	242
Wertebereich Kalibrationsdatensatz			3-90 $\mu\text{g/L}$	3-111 $\mu\text{g/L}$	2-510 $\mu\text{g/L}$	16-422 $\mu\text{g/L}$	6-349 $\mu\text{g/L}$	6-495 $\mu\text{g/L}$
Größe der Stichprobe N =			97	134	701	57	299	764

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund, kl3m bedeutet ≤ 3 m mittlere Tiefe, gr3m bedeutet > 3 m mittlere Tiefe.

Für die Interpretation der Klassengrenzen sind folgende Hintergründe zu beachten:

- Die Sichttiefe ist eine zum Chl a-Gehalt redundante Größe, welche die im Wasser enthaltene Phytoplanktonbiomasse erfassen soll. Störgrößen für diese Art der "Biomassebestimmung" sind Färbungen durch erhöhte Eisenkonzentrationen (z.B. in Tagebauseen möglich), durch gelöste organische Substanzen (z.B. Huminstoffe oder Abwasser aus der Zellstoffindustrie) oder mineralische Trübungen bei Starkregen oder Schneeschmelze (z.B. AVA- und MG-Seen). In häufig durchmischten Flachseen können Sedimentaufwirbelungen verkürzte Sichttiefen verursachen. Die genannten Mechanismen führen zu Unterschieden im Chl a : Sichttiefen-Verhältnis, welche in den Seegruppen durch unterschiedliche Klassifizierungsansätze teilweise berücksichtigt werden können (Tabelle 29). Des Weiteren ist zu beachten, dass sehr große Algen die Sichttiefe z.T. nicht beeinflussen (z.B. große Dinophyceen wie *Ceratium hirundinella*) und die Phytoplanktonbiomasse anhand der gemessenen Sichttiefe unterschätzt wird.
- Die Gesamtposphorkenngrößen sind nur insofern mit dem Chl a-Wert redundant, als dass der in den Algen gebundene Phosphor im Gesamt-P mit analysiert wird. Im Wesentlichen sind die TP-Konzentrationen als Kenngröße für die Nährstofflage eines Sees und dessen Trophiepotenzial anzusehen und der autokorrelative Effekt spielt nur eine untergeordnete Rolle.
- Da die Trophie-Klassifikation am Parameter Chl a kalibriert wird, sind die Trophieklassengrenzen des TP von produktiven Seen wie z.B. Talsperren niedriger bzw. "strenger" als in tiefen natürlichen Seen (s. Tabelle 30). Auch bei den polymiktischen Seen wurden oberhalb des mesotrophen Status "strengere" TP-Klassengrenzen als in den geschichteten Seen gefunden, was bedeutet, dass die gleiche Biomasse mit weniger TP gebildet wird.
- Hinsichtlich der Einstufung mit dem Parameter TP-Zirkulationswert besteht in den geschichteten Seen die Tendenz, dass zur Zirkulation höhere Nährstoffkonzentrationen herrschen als während der Sommer-Stagnation. In polymiktischen Seen liegen die Frühjahrswerte im Mittel niedriger als die Sommerwerte, da hier u.a. die Wechselwirkungen mit dem Sediment und P-Rücklösungsprozesse während der Vegetationsperiode eine zusätzliche Rolle spielen. Weitere Erläuterungen und Analysen sind im Kap. 0 enthalten.

3.2.3 Vergleich der alten mit den neuen Trophie-Klassengrenzen – Übersichtstabellen

Für die Gruppe der **kleinen geschichteten Seen** ist der alt/neu-Vergleich nicht sinnvoll, da diese 1. nur in der natS- und BS-Richtlinie gesondert behandelt wurden und 2. in diesen zusätzlich die polymiktischen Kleinseen enthalten waren, die eine noch höhere Produktivität besitzen.

Parameter Sichttiefen-Saisonmittelwert:

Tabelle 32: Sichttiefen-Saisonmittelwerte (m) für die Trophieklassen-Grenzen der Gruppe der **geschichteten Seen** (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	alle gesch Seen	gesch natS LAWA (1999)	gesch TS LAWA (2001)	gesch BS LAWA (2003)
0,50	8,9	14,3	17,7	11,7
1,00	6,5	9,2	11,4	7,5
1,25	5,5	7,3	9,1	6,0
1,50	4,7	5,9	7,3	4,8
1,75	4,0	4,7	5,8	3,8
2,00	3,4	3,8	4,7	3,1
2,50	2,5	2,4	3,0	2,0
3,00	1,8	1,5	1,9	1,3
3,50	1,3	1,0	1,2	0,8
4,00	0,9	0,6	0,8	0,5
4,50	0,7	0,4	0,5	0,3
5,00	0,5	0,3	0,3	0,2

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Indexbereiche mit Datenhintergrund.

Tabelle 33: Sichttiefen-Saisonmittelwerte (m) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppe der **polymiktischen Seen** (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	polygr3m	polykl3m	poly natS LAWA (1999)	poly TS LAWA (2001)	poly BS LAWA (2003)
0,5	10,7	9,2	14,8	23,5	16,0
1,00	7,3	6,2	9,3	14,1	10,1
1,25	6,0	5,1	7,3	11,0	8,0
1,50	5,0	4,2	5,8	8,5	6,3
1,75	4,1	3,5	4,6	6,6	5,0
2,00	3,4	2,9	3,6	5,1	4,0
2,50	2,3	1,9	2,3	3,1	2,5
3,00	1,6	1,3	1,4	1,9	1,6
3,50	1,1	0,9	0,9	1,1	1,0
4,00	0,7	0,6	0,6	0,7	0,6
4,50	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4
5,00	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Indexbereiche mit Datenhintergrund, "kl" bedeutet \leq , "gr" bedeutet $>$.

Parameter TP-Saisonmittelwert:

Tabelle 34: TP-Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen geschichteter Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	AVAMGgesch	geschTS	TLgesch	geschklein	gesch natS LAWA (1999)	gesch TS LAWA (2001)	gesch BS LAWA (2003)
0,5	4	4	6	4	1	4	1
1,00	6	6	9	7	3	6	3
1,25	8	8	11	9	5	8	4
1,50	11	10	14	11	8	10	6
1,75	14	12	17	14	12	12	10
2,00	18	16	22	19	18	16	15
2,50	31	25	34	30	42	25	36
3,00	53	40	54	50	98	40	88
3,50	89	64	85	82	228	64	213
4,00	150	103	134	134	531	103	517
4,50	253	164	211	219	1.239	164	1.255
5,00	427	263	332	359	2.886	263	3.044

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund.

Tabelle 35: TP-Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen polymiktischer Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	polygr3m	polykl3m	poly natS LAWA (1999)	poly TS LAWA (2001)	poly BS LAWA (2003)
0,5	4	4	2	1	2
1,00	7	7	4	2	3
1,25	9	9	5	3	4
1,50	11	11	7	4	5
1,75	15	14	9	5	7
2,00	19	18	13	7	10
2,50	31	30	24	14	18
3,00	52	50	45	28	32
3,50	85	82	86	57	60
4,00	140	135	162	113	110
4,50	232	222	306	227	203
5,00	382	366	579	453	375

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund, "kl" bedeutet \leq , "gr" bedeutet $>$.

Parameter TP-Frühjahrswert:

Tabelle 36: TP- Zirkulationswerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen geschichteter Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	AVAMG gesch	geschTS	TLgesch	geschklein	gesch natS LAWA (1999)	gesch TS LAWA (2001)	gesch BS LAWA (2003)
0,5	3	3	5	3	2	2	1
1,00	6	6	8	5	5	4	3
1,25	8	7	10	7	8	6	5
1,50	10	10	13	9	11	8	7
1,75	13	13	17	13	17	10	12
2,00	18	17	22	17	26	14	18
2,50	32	31	36	31	58	26	45
3,00	57	55	61	56	131	48	111
3,50	102	97	100	102	296	90	273
4,00	181	171	167	184	667	166	672
4,50	322	303	276	333	1.504	307	1.654
5,00	574	538	459	604	3.390	567	4.071

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund.

Tabelle 37: TP- Frühjahrswerte ($\mu\text{g/L}$) für die Trophie-Klassengrenzen der Gruppen polymiktischer Seen (linke Spalten) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (rechte Spalten).

Trophie-Index	polygr3m	polykl3m	poly natS LAWA (1999)	poly TS LAWA (2001)	poly BS LAWA (2003)
0,5	6	5	1	2	1
1,00	9	8	3	3	2
1,25	12	10	4	5	3
1,50	14	12	5	6	4
1,75	17	15	7	9	5
2,00	21	18	10	12	7
2,50	32	28	20	22	13
3,00	48	43	38	41	25
3,50	73	66	75	77	47
4,00	109	102	145	143	87
4,50	164	157	283	267	162
5,00	247	242	549	497	303

Orange Felder = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, grüne Felder = Indexbereiche mit Datenhintergrund, "kl" bedeutet \leq , "gr" bedeutet $>$.

Die Klassengrenzen wurden mit den Hintergrund- & Orientierungswerten (RIEDMÜLLER *et al.* 2010 sowie neue Bearbeitung s. Anhang) mit Blick auf die Lage der typspezifischen Referenztrophie abgestimmt. Hierbei war zu berücksichtigen, dass die H&O-Werte seetypspezifisch gelten und die hier abgeleiteten TP-Grenzen in seetypübergreifenden Seegruppen ermittelt wurden. Dennoch ist eine weitgehende Übereinstimmung hergestellt.

3.2.4 Vergleich der alten mit den neuen Klassifizierungsfunktionen - Abbildungen

In den Abbildungen dieses Kapitels werden mit den Datenpunkten des jeweiligen Kalibrationsdatensatzes der entsprechenden Seegruppe die alten und neuen Klassifizierungsfunktionen dargestellt. In der doppelt logarithmischen Darstellung (ChlaSais \rightarrow ln-transformierte Chl a-Saisonmittelwerte versus Kennwerte der jeweiligen Trophiekenngröße in logarithmischer Achsenskalierung) werden die ln-Funktionen der Indexberechnung als Geraden abgebildet und sind auf diese Weise hinsichtlich ihrer Plausibilität besser einzuschätzen. Jede neue Klassifizierungsformel (jeweils grüne Gerade) wird in einer eigenen Abbildung (Abb. 38 bis Abb. 52) dargestellt und mit der für diese Seegruppe bisher gültigen "alten" Klassifizierung dargestellt (die Kurven der RL für natürliche Seen blau, der TS-RL grau und der BS-RL braun). Die Stimmigkeit der "alten" Klassifikationsansätze auf die aktuellen Datenpunkte ist bereits durch den Kenngrößenwechsel von Sommermittel- auf Saisonmittelwert sowie die Einbeziehung des Klarwasserstadiums etwas eingeschränkt.

Beim Sichttiefen-Index sind die geringsten Änderungen zu den "alten" Klassifikationen vorhanden (Abb. 38 bis Abb. 40). Große Veränderungen erfuhr der TP-Index im Saisonmittel bei den geschichteten Seen, wo die bisher für natürliche Seen und Baggerseen geltenden Klassifizierungskurven deutlich an den Datenpunkten vorbeigingen (Abb. 41 und Abb. 43). Die Kurvenanpassung der TS-RL konnte dagegen unverändert übernommen werden (s. Abb. 42). Für die polymiktischen Seen wurden in den unteren Trophieklassen durchweg milder klassifizierende Kurven ermittelt. Im eu- und polytrophem Bereich wird z.T. etwas strenger klassifiziert (Abb. 45 und Abb. 46).

Bei der Klassifizierung des TP-Frühjahrs-/Zirkulationswertes ergeben sich ebenfalls einige Änderungen (Abb. 47 bis Abb. 52), welche jedoch meist in dieselbe Richtung gehen: mildere Klassifizierung im oligo-mesotrophen bis teilweise schwach eutrophen, strengere Einstufungen im eu- bis poly oder hypertrophen Trophiebereich.

Anpassungen des ST-Index:

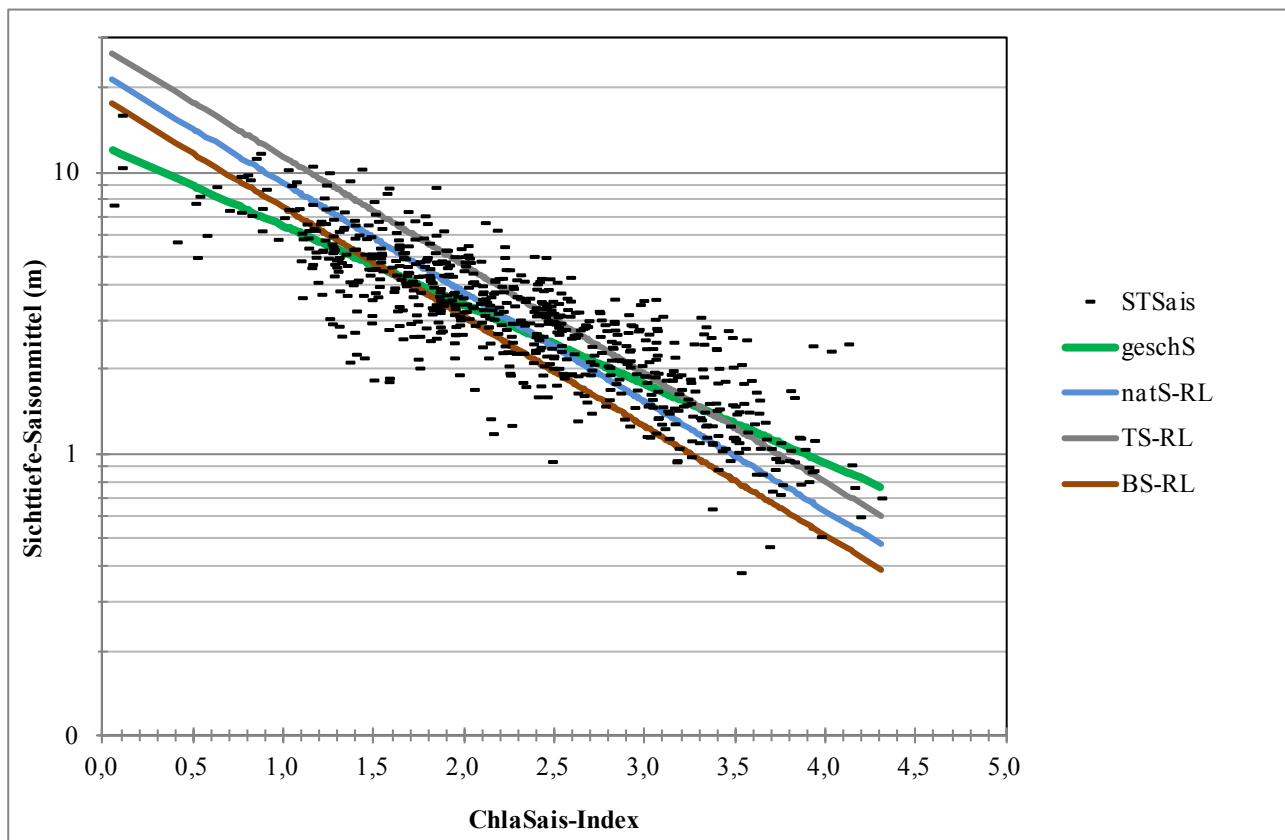


Abb. 38: Saisonmittelwerte der **Sichttiefe** in Bezug zum Chlorophyll a-Index in allen Seegruppen der **geschichteten Seen** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

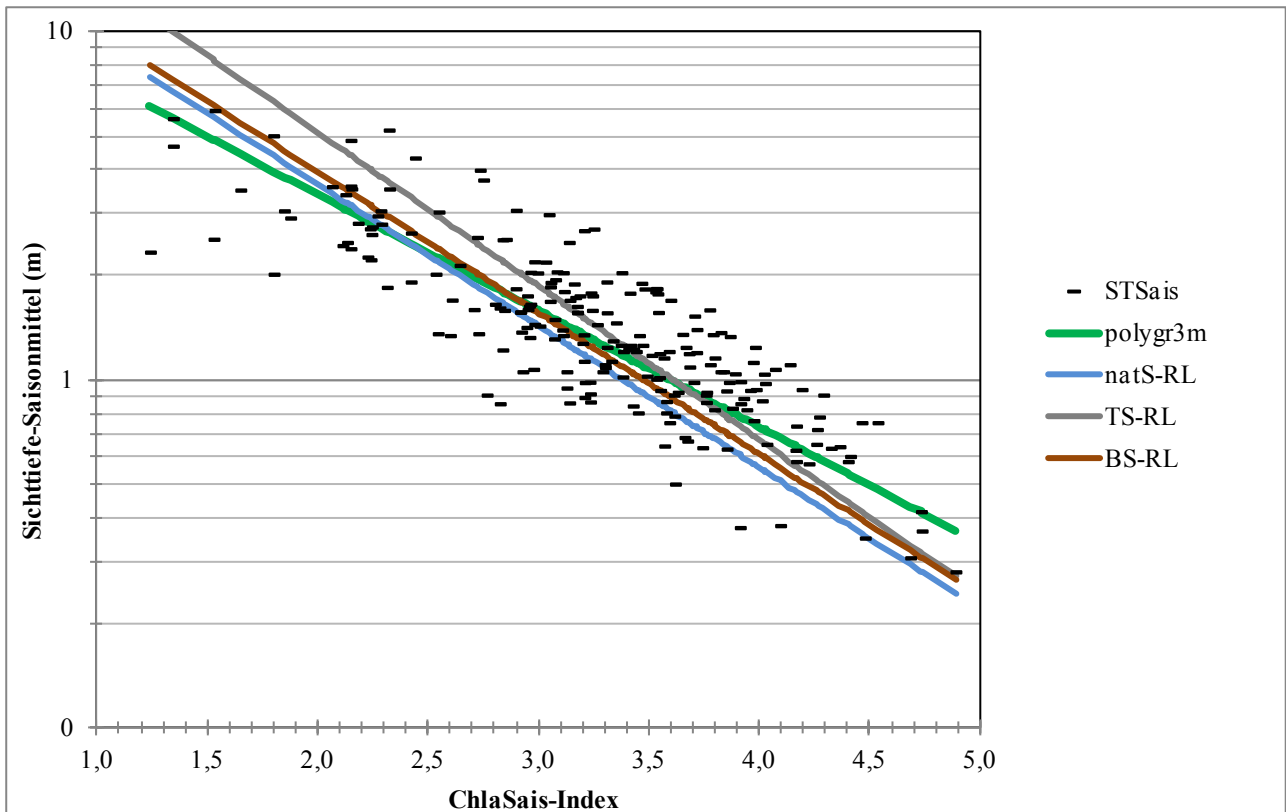


Abb. 39: Saisonmittelwerte der **Sichttiefe** in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen > 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

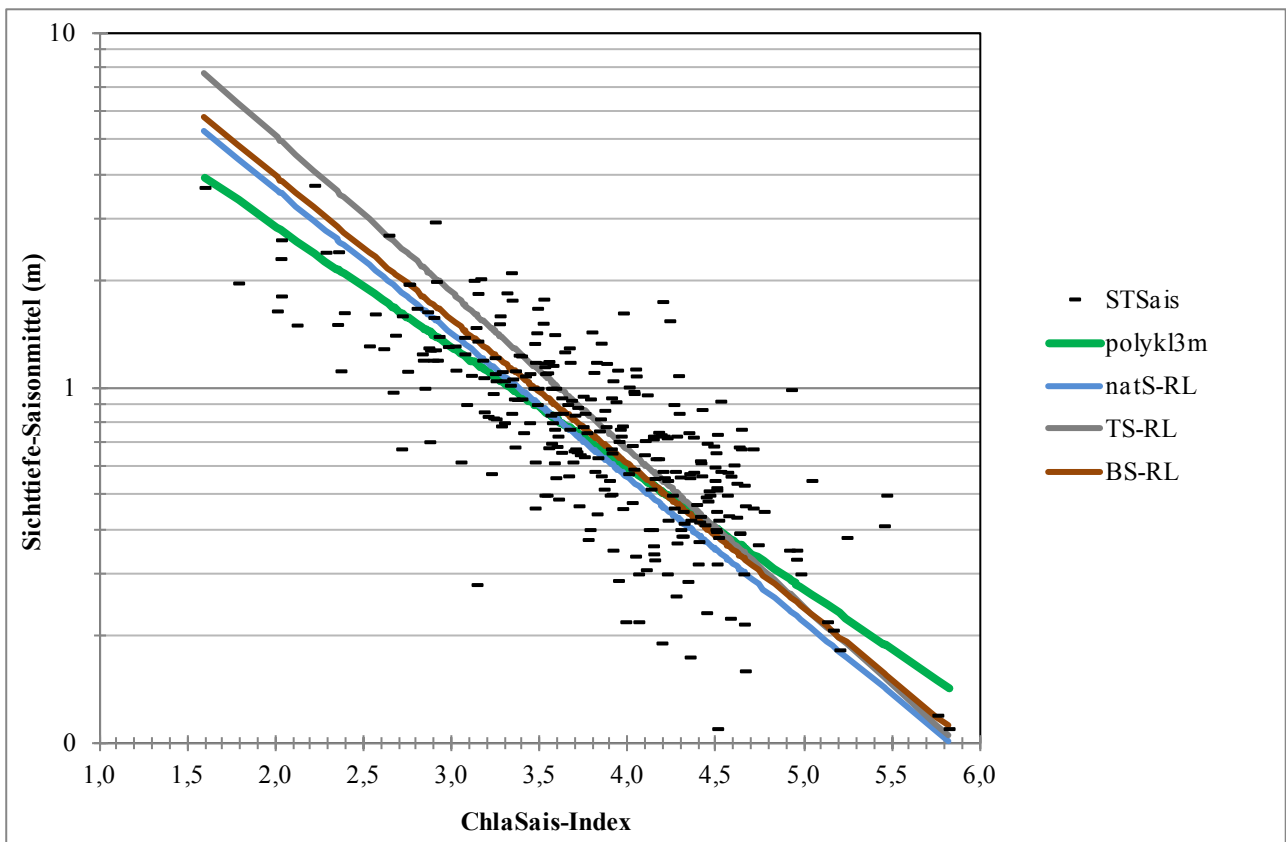


Abb. 40: Saisonmittelwerte der **Sichttiefe** in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen ≤ 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

Anpassungen des TPSais-Index:

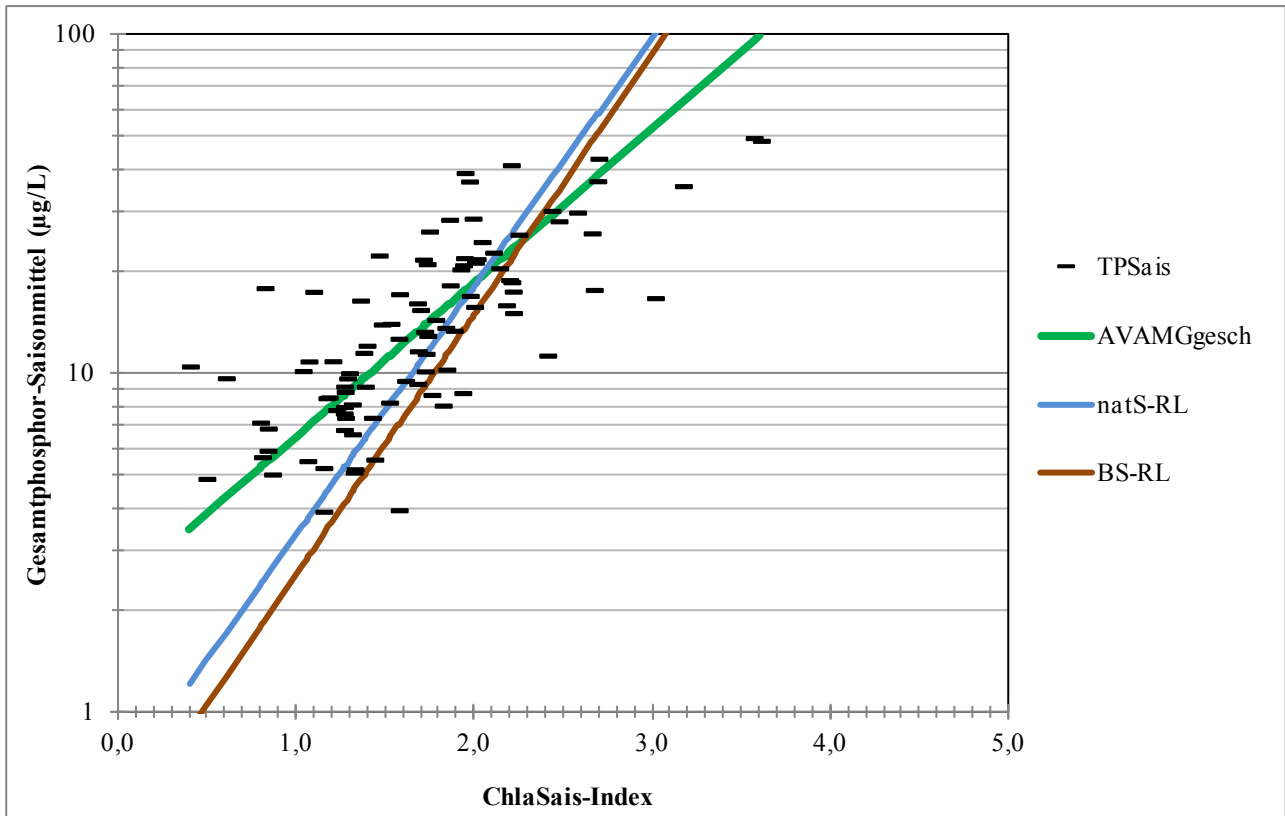


Abb. 41: Saisonmittelwerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in den Seegruppe der **geschichteten Alpen-, Voralpen- und Mittelgebirgsseen (> 5 ha und ohne Talsperren)** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

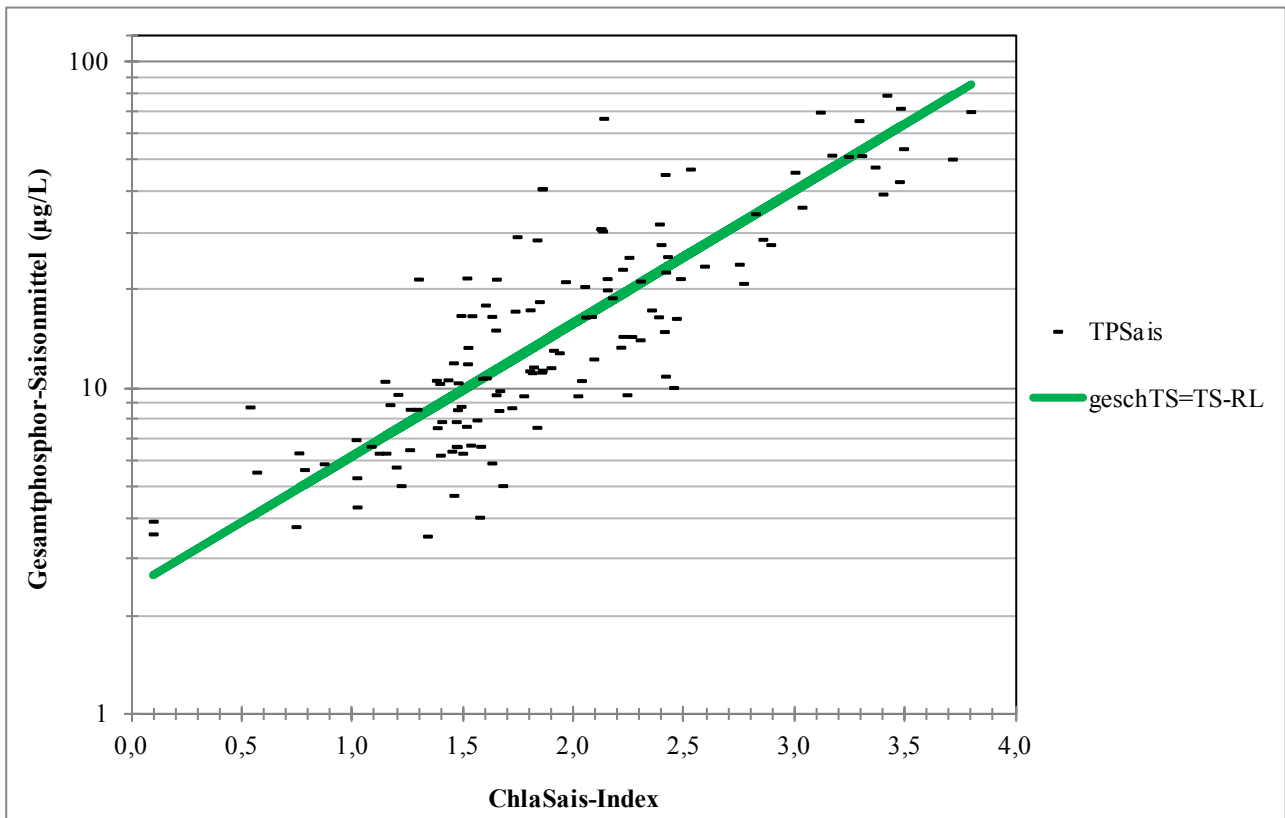


Abb. 42: Saisonmittelwerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **geschichteten Talsperren** sowie Klassifikationskurve der "alten" LAWA-RL, welche übernommen wurde.

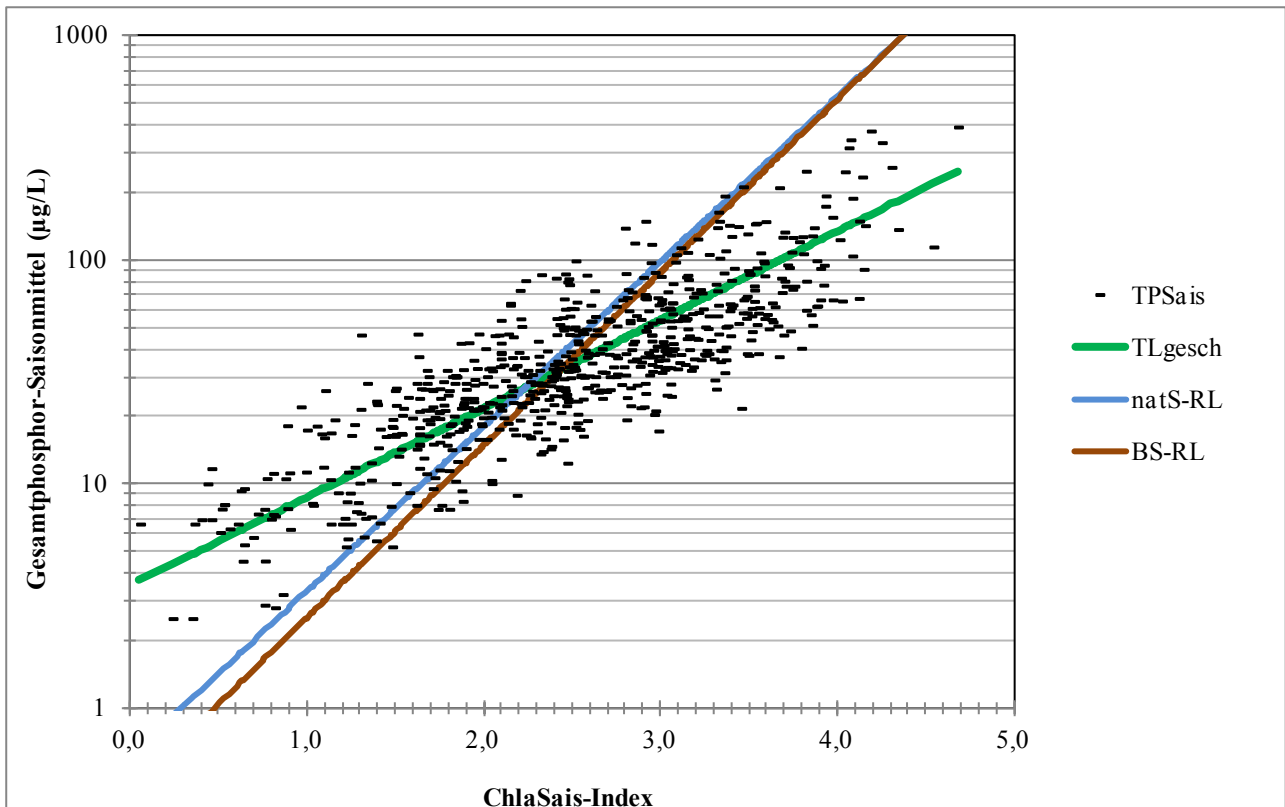


Abb. 43: Saisonmittelwerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **geschichteten Tieflandseen (> 5 ha und ohne Talsperren)** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

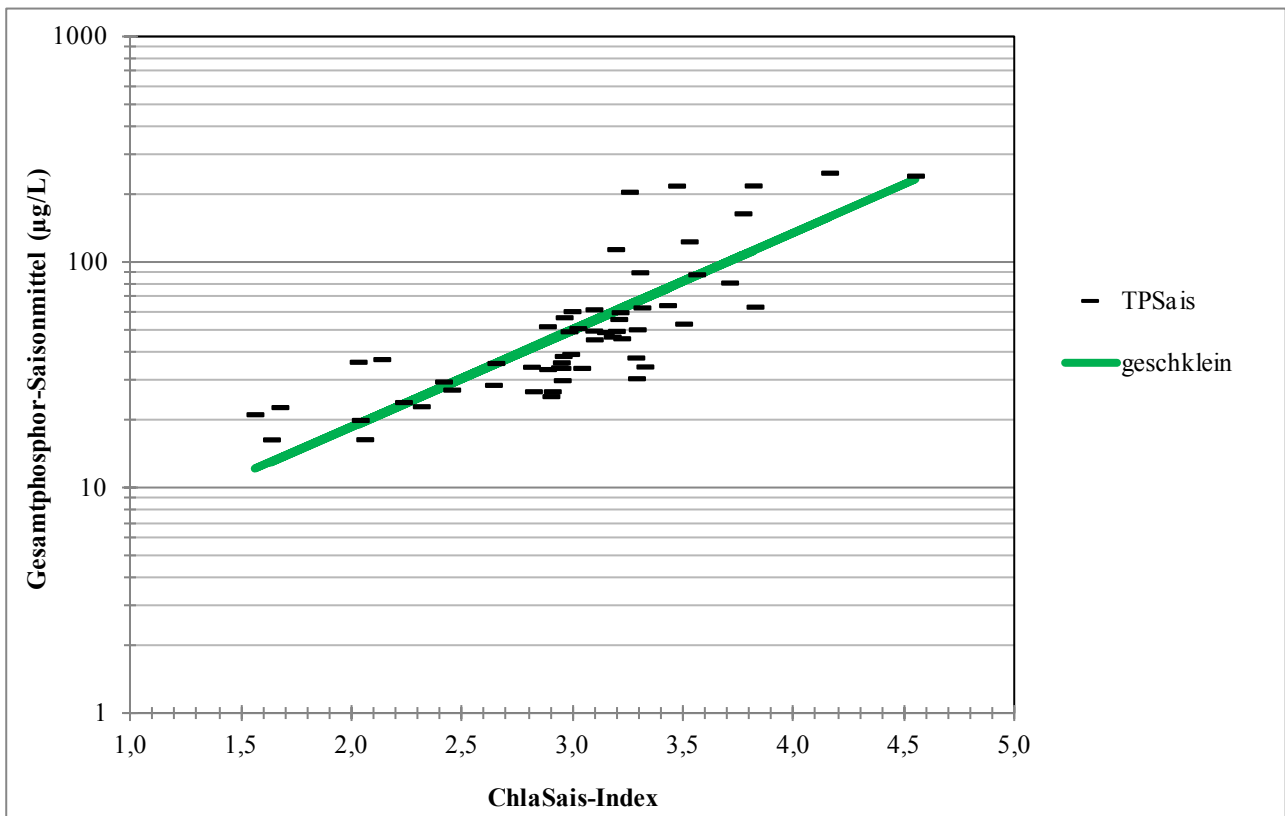


Abb. 44: Saisonmittelwerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **geschichteten Kleinseen ≤ 5 ha** sowie die neue Anpassung.

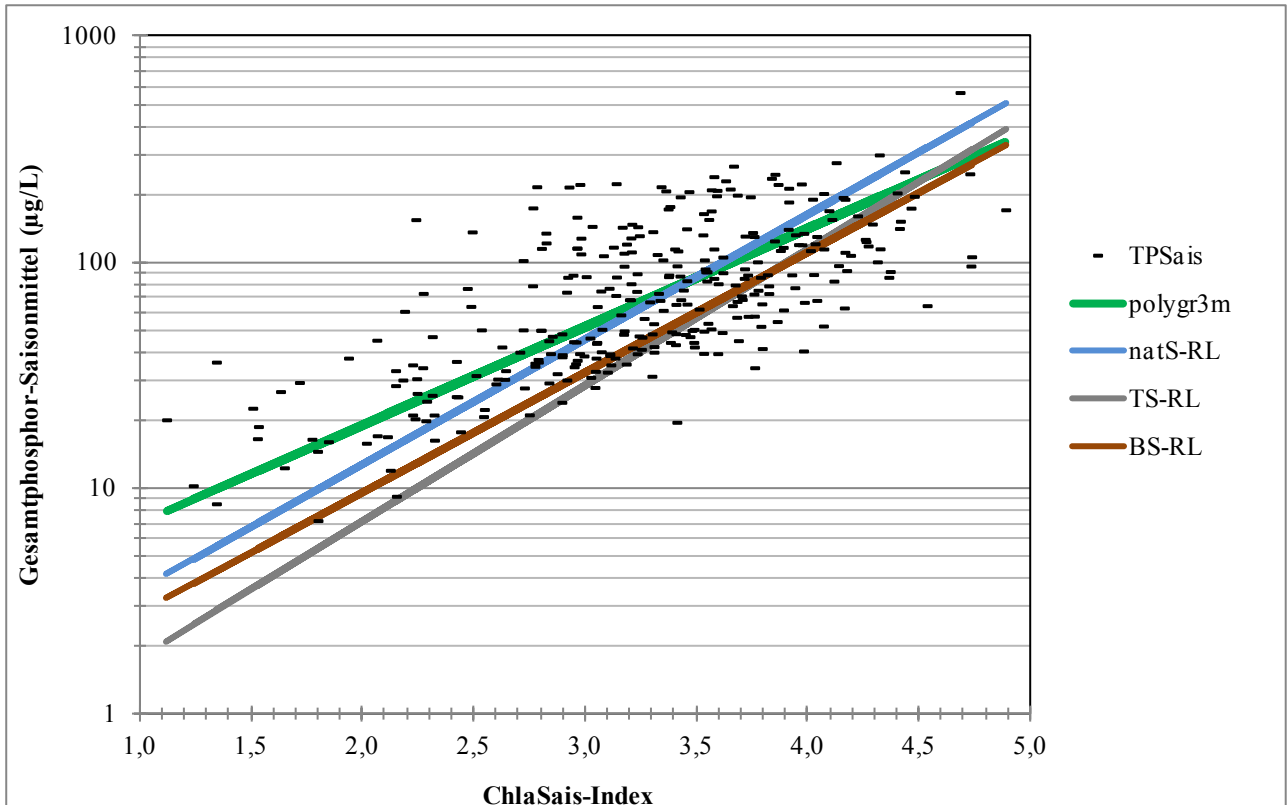


Abb. 45: Saisonmittelwerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen > 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

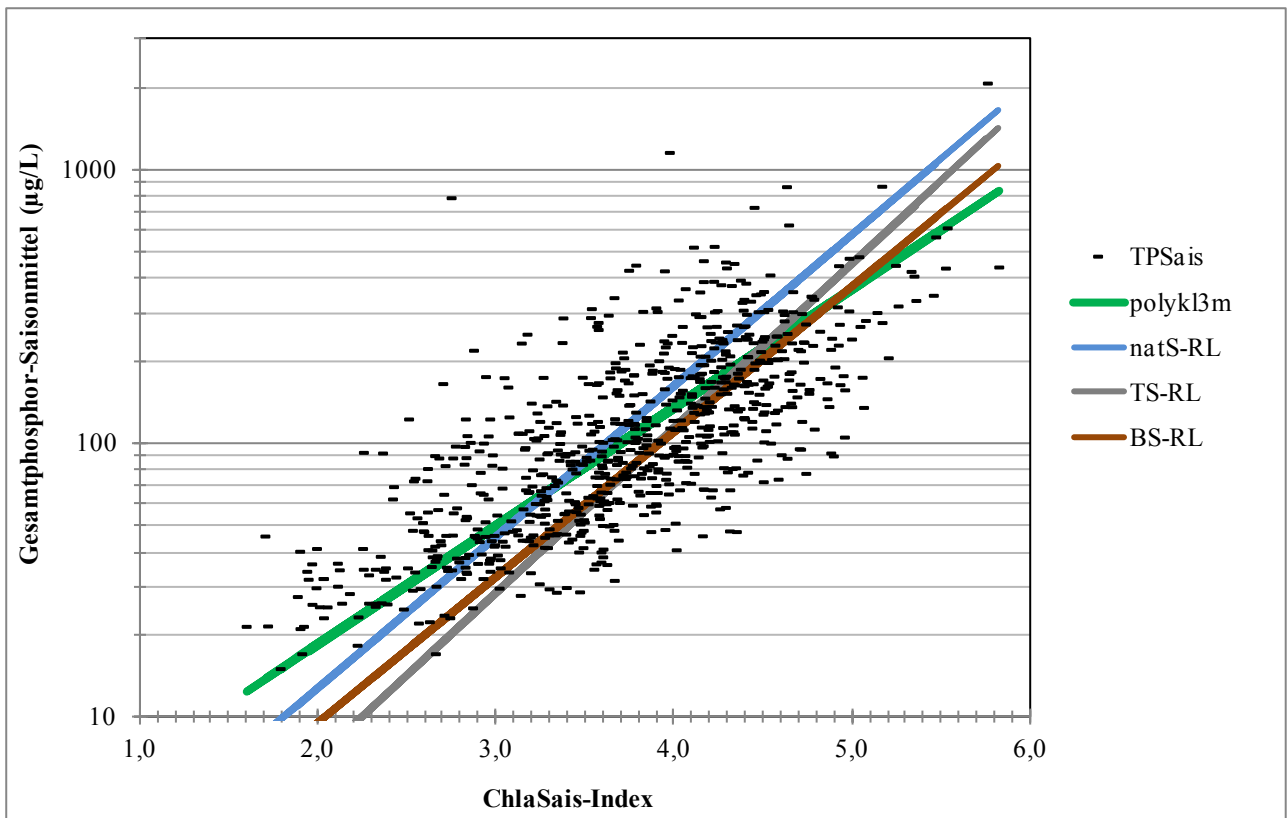


Abb. 46: Saisonmittelwerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen ≤ 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

Anpassungen des TPF-Index:

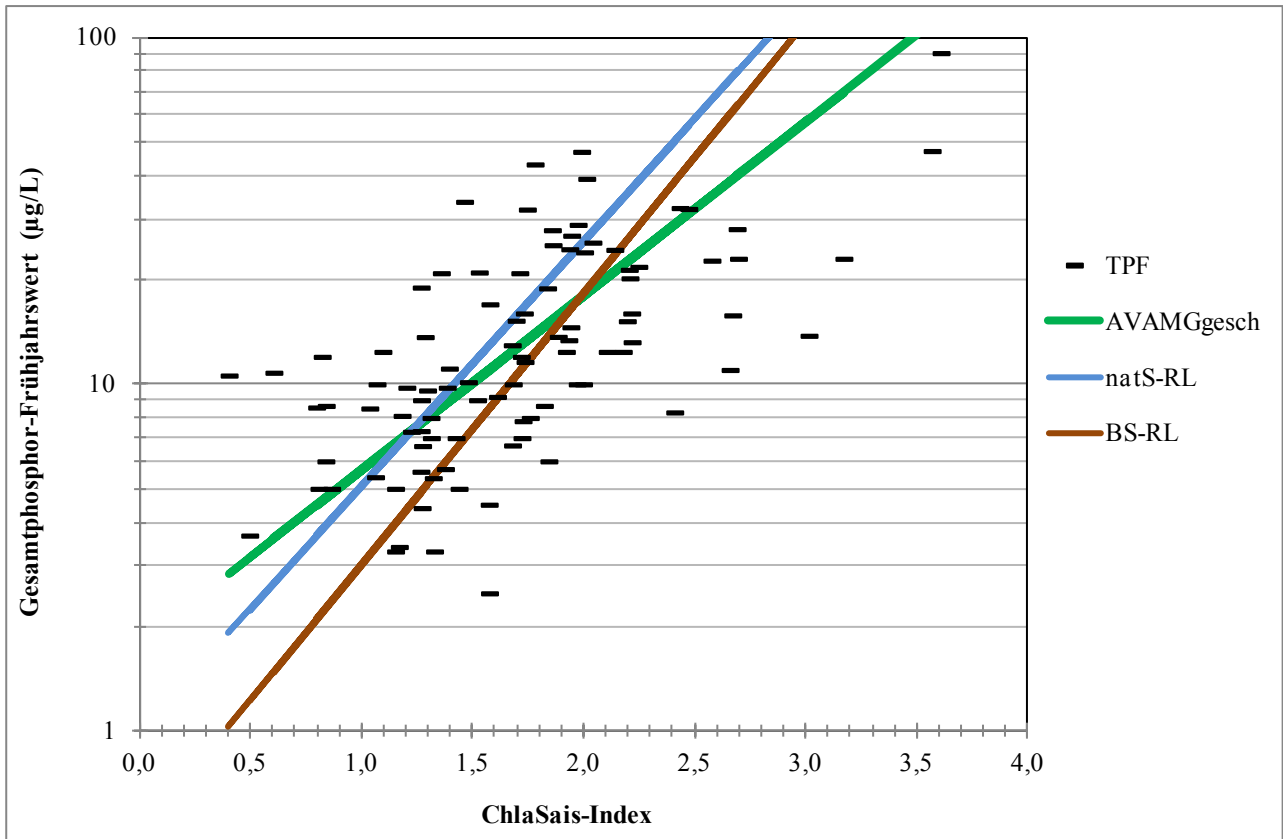


Abb. 47: Frühjahrs- oder Zirkulationswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Alpen-, Voralpen- und Mittelgebirgsseen (> 5 ha und ohne Talsperren) sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

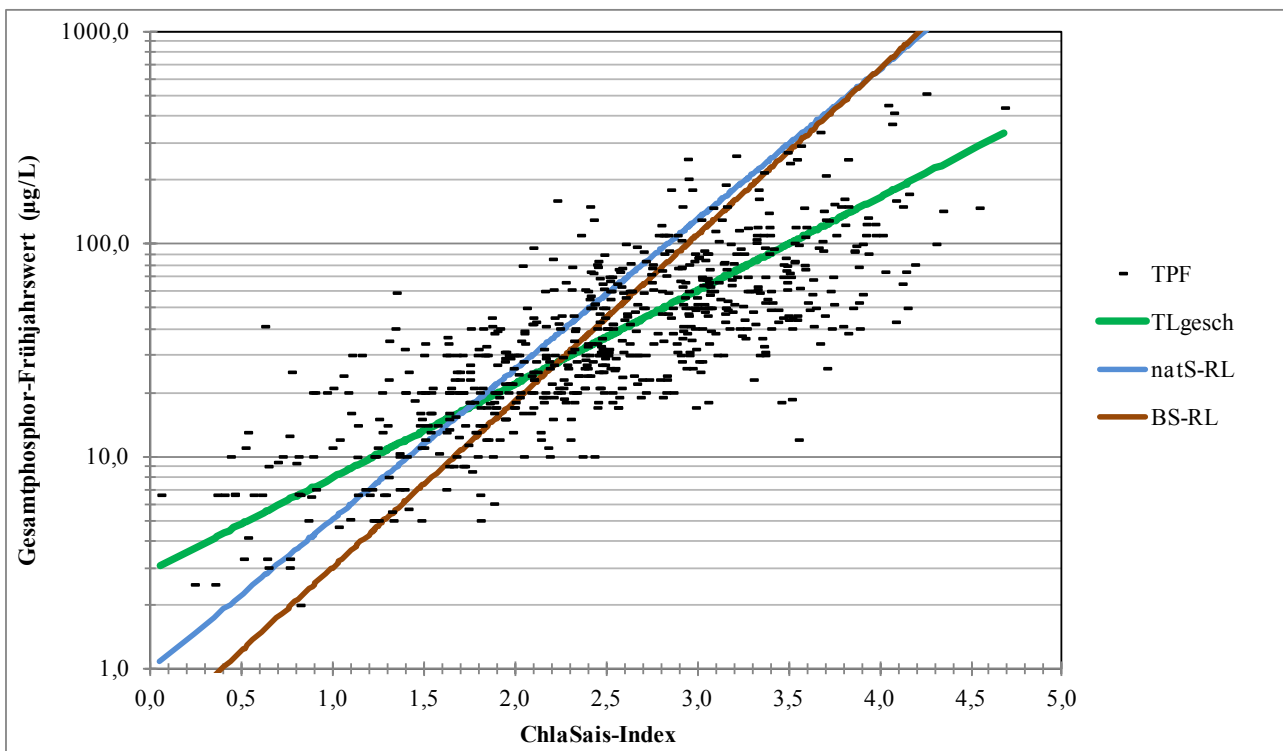


Abb. 48: Frühjahrs- oder Zirkulationswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Tieflandseen (> 5 ha und ohne Talsperren) sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

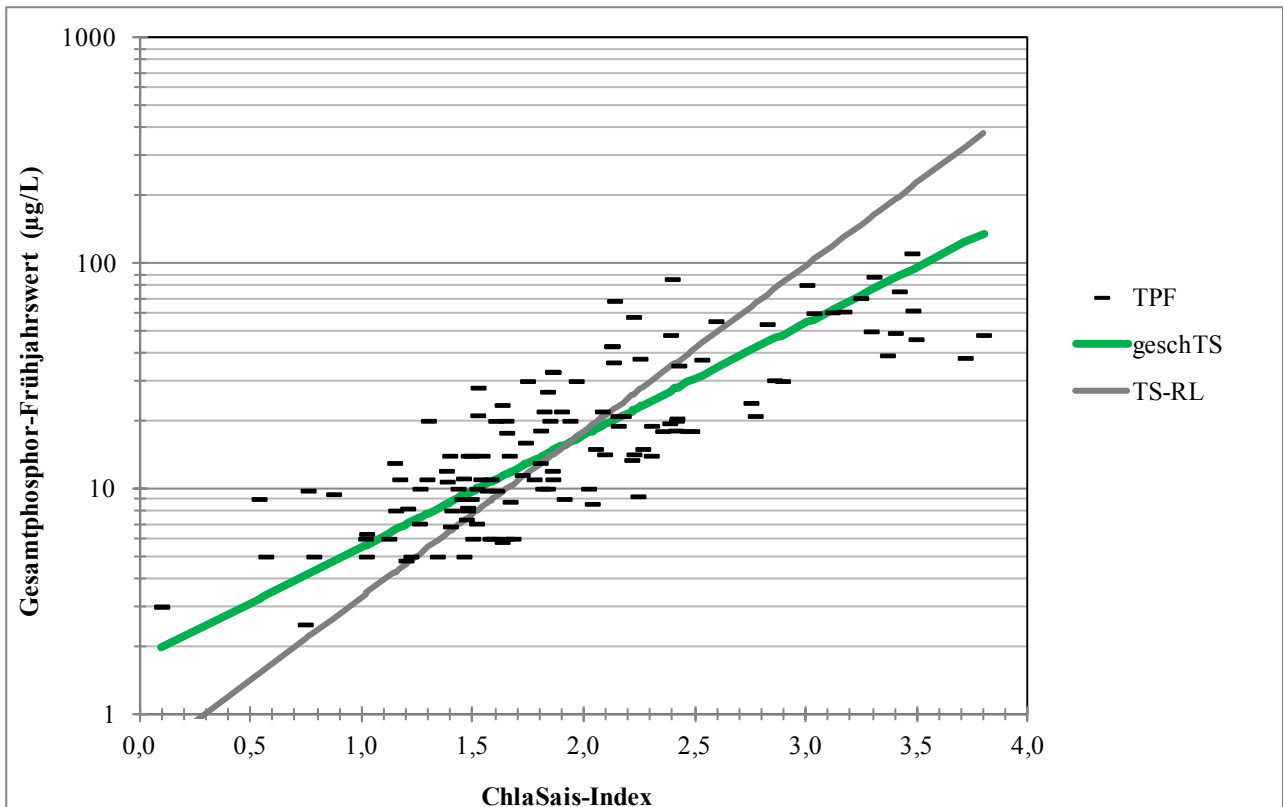


Abb. 49: Frühjahrswerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Talsperren sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

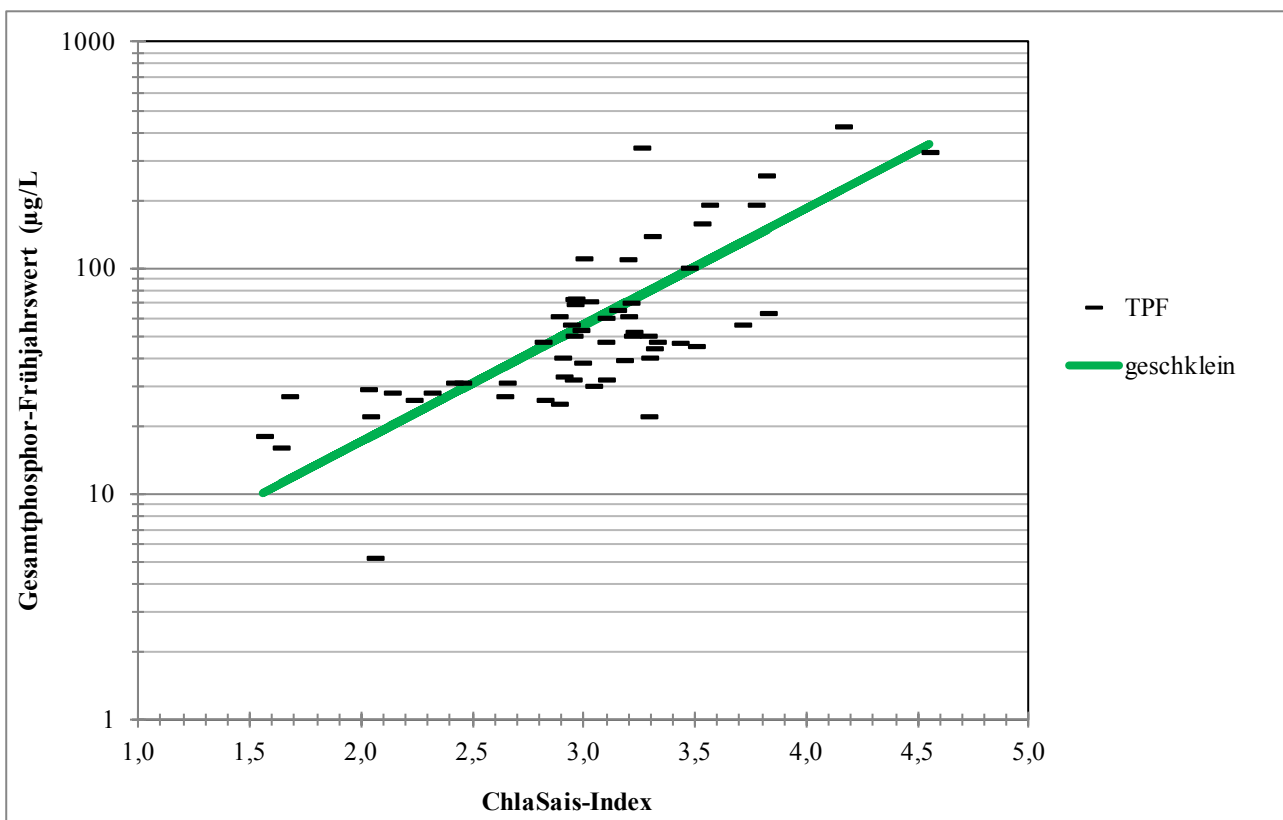


Abb. 50: Frühjahrs- oder Zirkulationswerte des Gesamtposphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der geschichteten Kleinseen ≤5 ha sowie die neue Anpassung.

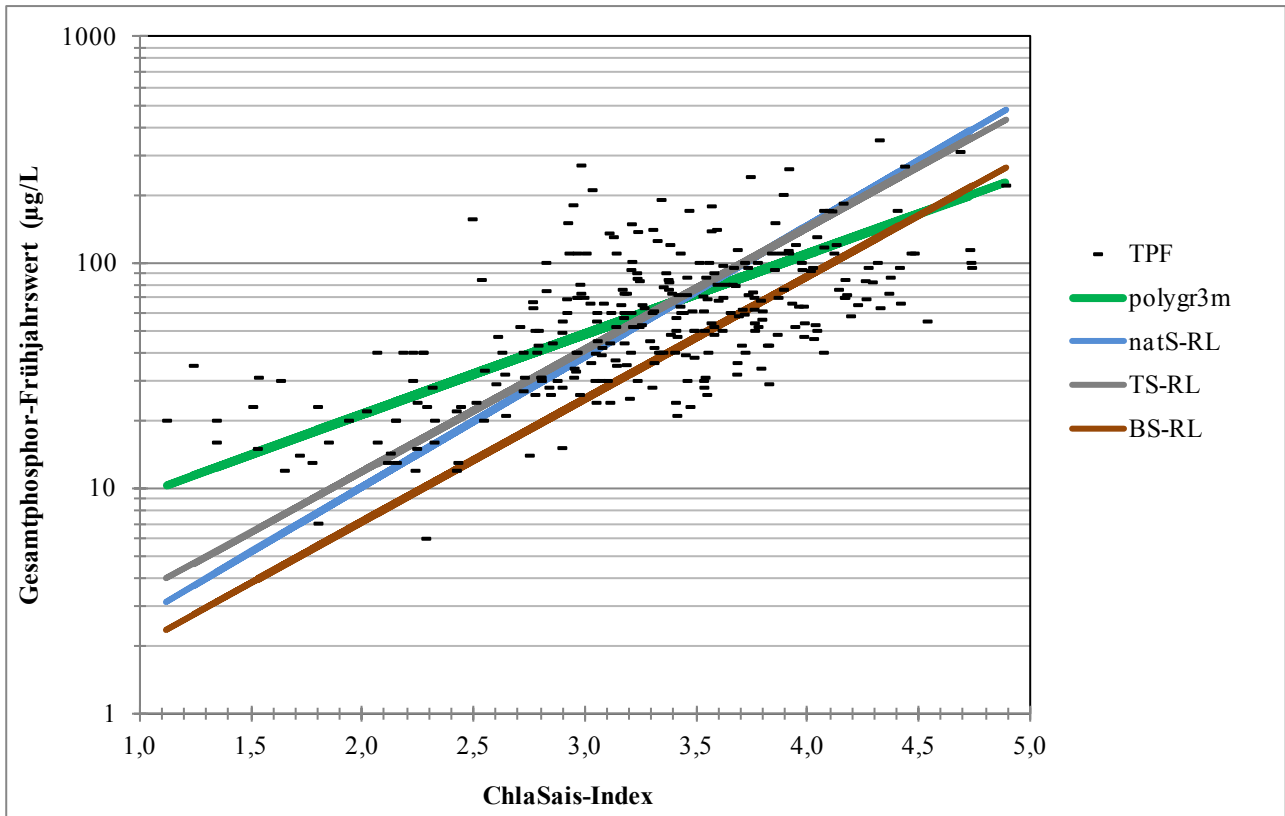


Abb. 51: Frühjahrswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen > 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

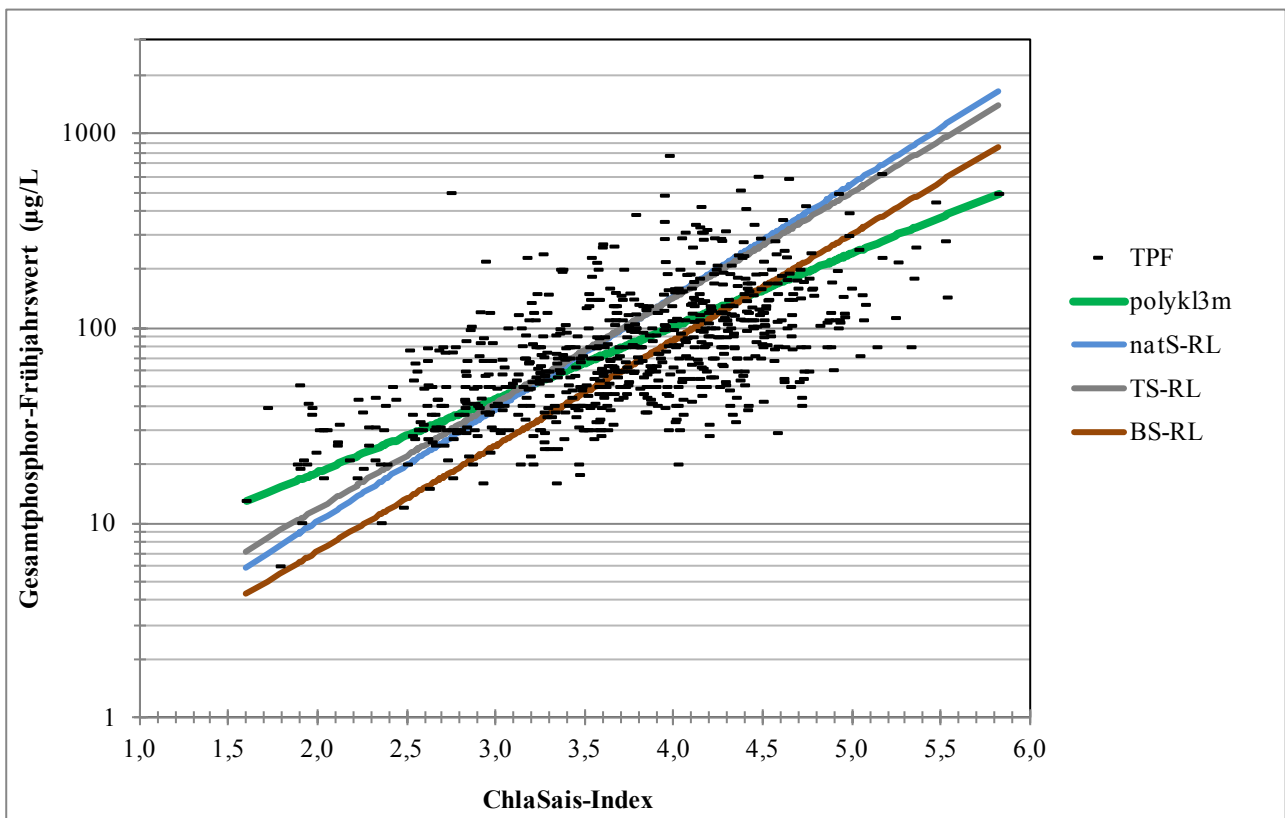


Abb. 52: Frühjahrswerte des Gesamtphosphors in Bezug zum Chlorophyll a-Index in der Seegruppe der **polymiktischen Seen ≤ 3 m mittlere Tiefe** sowie Klassifikationskurven der "alten" RL nach LAWA und die neue Anpassung.

3.2.5 Konsistenz der Einzel-Indices – "alt versus neu"

Eine optimale Index-Anpassung der Einzel-Indices zur Kalibrationsgröße Chl a-Index ließe erwarten, dass die Indices im Mittel nahe des Chl a-Index liegen. Die Abbildungen auf den Folgeseiten zeigen die Einzel-Indices der bisherigen Richtlinien in den bisherigen Seegruppen getrennt nach Baggerseen, Talsperren und natürlichen Seen sowie die neu abgeleiteten Indices in den neuen Seegruppen (Datengrundlage Kalibrationsdatensatz).

Betrachtet man die Konsistenz der Einzel-Indices in den bisherigen LAWA-Klassifizierungen (s. Abb. 53 und Abb. 54, jeweils oben, Verwendung von Sommermittelwerten), so ergeben sich deutliche Verschiebungen zur Kalibrationsgröße Chl a-Index. So stuft bei geschichteten natürlichen Seen z.B. der ST-Index im oligo- bis schwach mesotrophen Bereich die Seen im Mittel zu schlecht ein. Bei der TS-Richtlinie liegen nahezu alle ST-Einstufungen über der "Chl a-Index-Kurve". Der TP-Sommerwert (TPS) klassifiziert die natürlichen Seen im oligo- bis mesotrophen Bereich zu streng und im eu- bis polytrophen zu mild. Ähnliches gilt in dieser Gruppe auch für den TP-Frühjahrs-/Zirkulations-Index (TPF/Z).

Bei den polymiktischen Seen sind ebenfalls Verschiebungen offensichtlich (s. Abb. 54): Gemäß der Baggersee-Richtlinie werden die TP-Kenngrößen durchweg zu streng eingestuft. Die bisherige TS-Klassifizierung ist für den Parameter Sichttiefe ebenfalls zu streng und für das TP-Sommermittel deutlich milder als die Kalibrationskenngröße Chl a-Index.

Die Neu-Gestaltung des Trophie-Index sollte auch hinsichtlich der Konsistenz der Einzel-Indices Verbesserungen erzielen. Zu diesem Zweck wurden in weiteren Validierungsgängen die Beziehungen zwischen den Einzelmetrics geprüft und nochmals aufeinander abgestimmt. Das Ergebnis ist in den Abb. 53 und Abb. 54 jeweils unten zu sehen. Die Einzel-Indices weisen zwar gemäß der gemessenen Werte in der Natur eine mehr oder weniger große Streuung um den Chl a-Index (hellgrüne Linie) auf, betten jedoch die Kalibrationsgröße in der Mitte ihrer Punktwolke ein.

Die nun bessere Kalibration am Chl a-Index gewährleistet, dass die Schwankungen der Einzel-Indices im Wesentlichen tatsächlich beobachtete Abweichungen darstellen und nicht Folge einer schiefen Anpassung an die Chl a-Kurve sind.

Fazit:

Anhand der Konsistenzprüfung zwischen den Einzel-Indices der LAWA-Klassifizierung konnten Defizite der bisherigen und neuen Ansätze gefunden werden. Für die neuen Ansätze wurden die Klassifikationsformeln nochmals angepasst, so dass sich eine Gleichsinnigkeit zwischen den Einzel-Indices ergab.

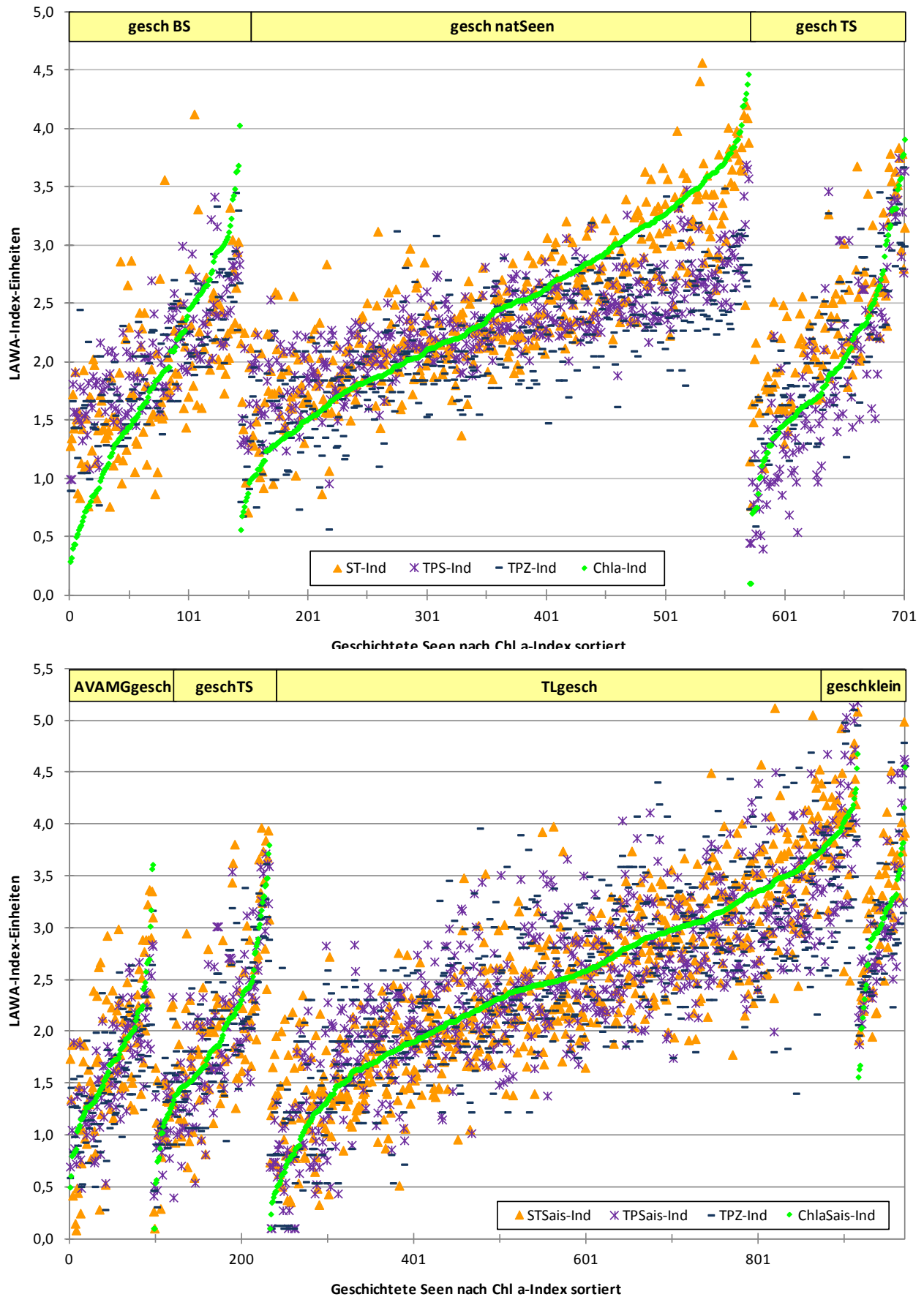


Abb. 53: Konsistenz der Einzel-Indices der bisherigen LAWA-Klassifizierung (1999, 2001, 2003) (oben) sowie der neuen Anpassung (unten) für **geschichtete Seen**. Sortierung in den Seegruppen jeweils nach Chl a-Index. Sais = Saisonmittel, ST = Sichttiefe, TP = Gesamtphosphor, TPZ = TP-Zirkulationswert, TPS = TP-Sommermittel, Ind = Index. Abkürzungen für Seegruppen s. Kap. 7 und Tabelle 25.

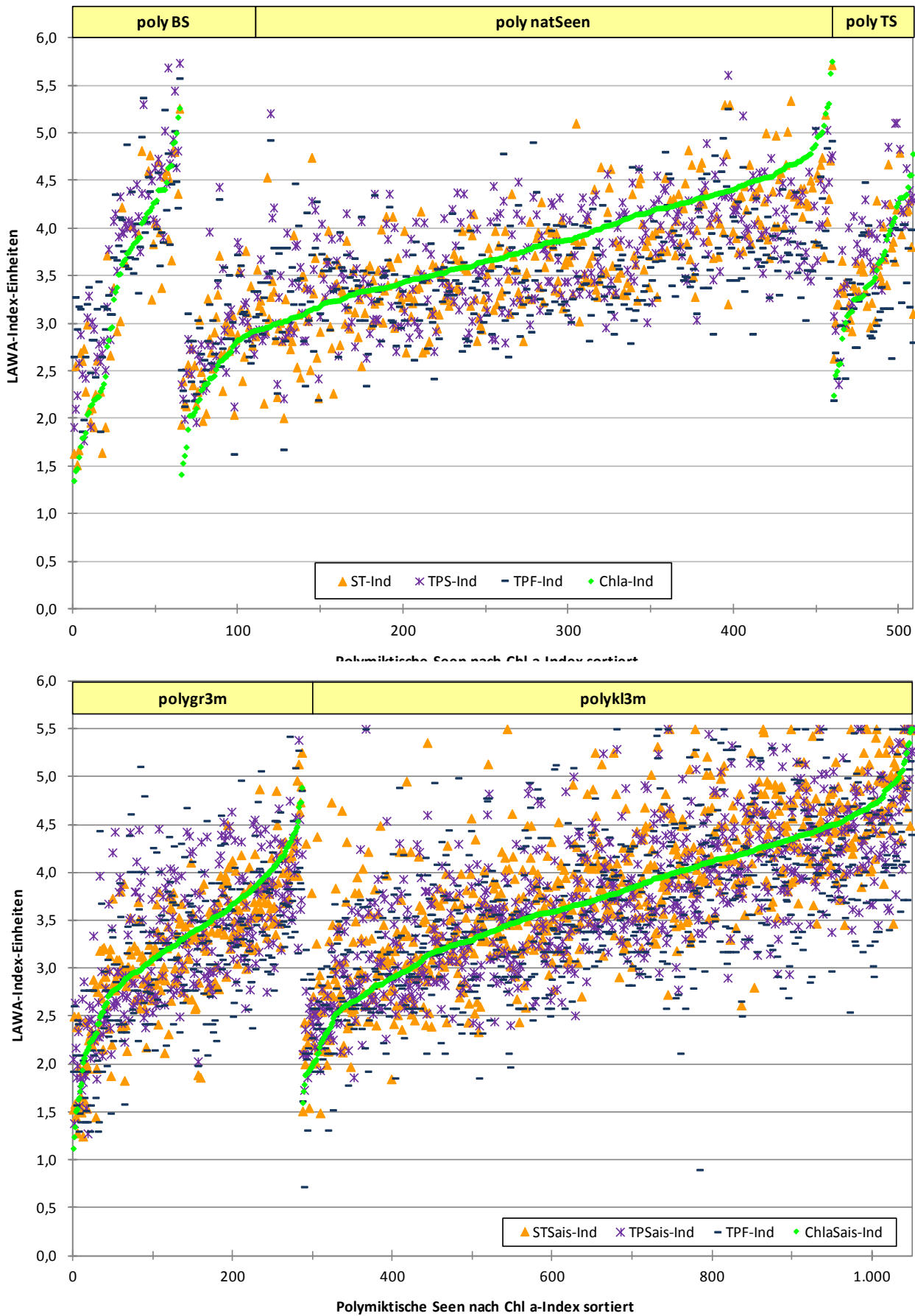


Abb. 54: Konsistenz der Einzel-Indices der bisherigen LAWA-Klassifizierung (1999, 2001, 2003) (oben) sowie der neuen Anpassung (unten) für **polymiktische Seen**. Sortierung in den Seegruppen jeweils nach Chl a-Index. Sais = Saisonmittel, ST = Sichttiefe, TP = Gesamtphosphor, TPF = TP-Frühjahrswert, TPS = TP-Sommersmittel, Ind = Index. Abkürzungen für Seegruppen s. Kap. 7 und Tabelle 25.

3.2.6 Gewichtung der Einzel-Indices im angepassten Trophie-Index

In den LAWA-Richtlinien (1999, 2001, 2003) werden die vier Einzel-Indices mit einer gewichteten Mittelwertbildung zum LAWA-Trophie-Index zusammengeführt. Die Gewichtungsfaktoren sind dabei an die Bestimmtheitsmaße (R^2) der Regressionen zwischen den Einzel-Indices und der Kalibrationsgröße Chl a angelehnt. Der Chl a-Index wurde stets mit dem Gewichtungsfaktor 10 eingerechnet. Der TP-Index wird z.B. entsprechend dem Bestimmtheitsmaß seiner exponentiellen Beziehung zum Chlorophyll a von z.B. $R^2 = 0,69$ mit dem gerundeten Faktor 7 gewichtet, d.h. mit dem (gerundet) Zehnfachen des R^2 .

Für die hier vorliegende Überarbeitung wurde ein ähnliches Vorgehen gewählt. Die Bestimmtheitsmaße wurden mit Regressionsanalysen (s. Tabelle 38) zwischen dem Chl a-Index und den mit den aktuellen Formeln (Tabelle 27) berechneten Einzel-Indices ermittelt. Diese Analysen wurden für jede der sechs Seegruppen separat durchgeführt (s. Tabelle 38). Verwendet wurde der Kalibrationsdatensatz siehe Kap. 3.1.2.

Tabelle 38: Bestimmtheitsmaße der Regressionsanalysen zwischen Chl a-Index und den drei Trophie-Einzelindices Sichttiefen-, Gesamtphosphor-Saisonmittel und Gesamtphosphor-Frühjahrs- bzw. Zirkulationswert sowie daraus abgeleitete Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex.

	Chl a-Index	ST-Index	TPSais-Index	TPF/Z-Index
AVAMGgesch				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,44	0,57	0,41
Gewichtung	10	4	6	4
geschTS				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,58	0,68	0,65
Gewichtung	10	6	7	7
TLgesch				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,72	0,70	0,61
Gewichtung	10	7	7	6
geschklein				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,59	0,62	0,56
Gewichtung	10	6	6	6
polygr3m				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,67	0,46	0,39
Gewichtung	10	7	5	4
polykl3m				
R² der linearen Regression zum Chl a-Index	1,00	0,57	0,56	0,38
Gewichtung	10	6	6	4

Die geringste Streuung zum Chl a-Index weisen die Indices der Saisonmittelwerte des TP und der Sichttiefe auf. Der TP-Frühjahrswert besitzt insbesondere in den Seen der Alpen und Mittelgebirge sowie bei den polymiktischen Seen eine relativ hohe Streuung und erhält dort deshalb kleinere Gewichtungsfaktoren.

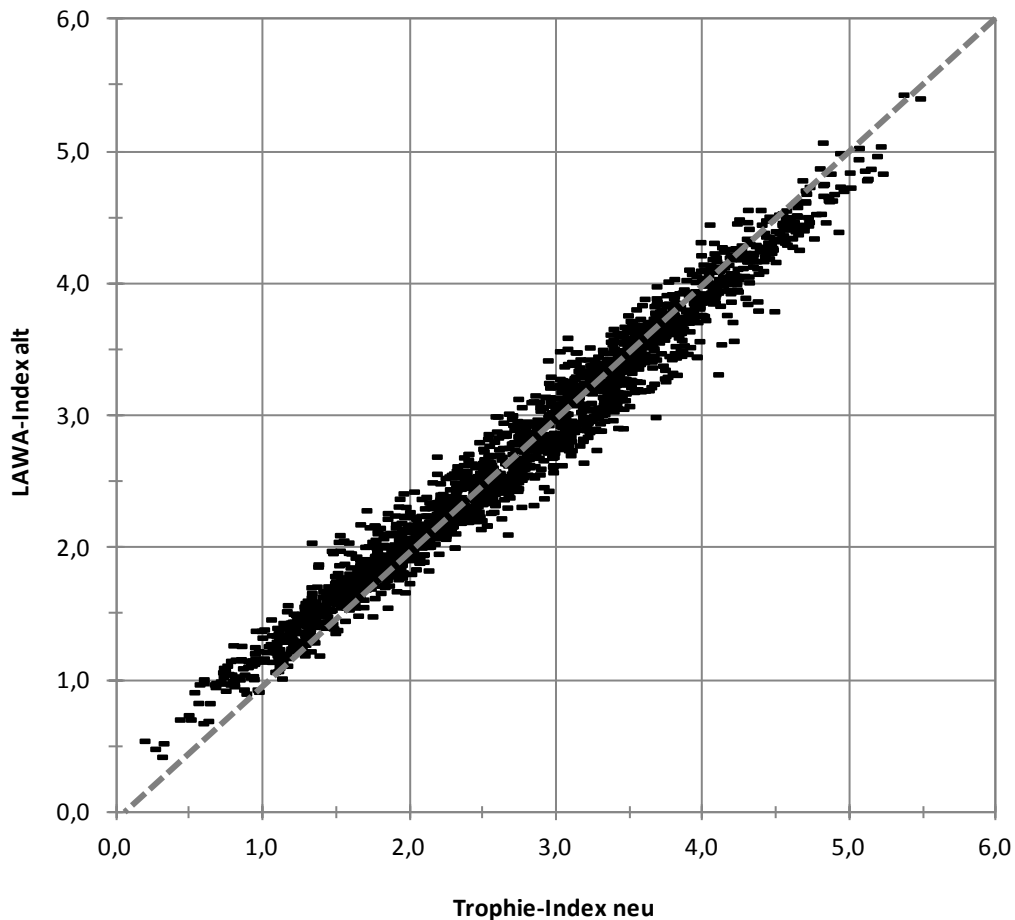
Die Formeln zur Errechnung der Gesamtindices für die Seegruppen enthält die Tabelle 39.

Tabelle 39: Formeln zur Berechnung des Gesamt-Index aus den Einzel-Indices in den Seegruppen.

Seegruppe	Gesamt-Index-Berechnung
AVAMGnatS	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*4 + TPSais-Ind*6 + TPZ-Ind*4) / 24
geschTS	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*6 + TPSais-Ind*7 + TPZ -Ind*7) / 30
TLgesch	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*7 + TPSais-Ind*7 + TPZ -Ind*6) / 30
geschklein	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*6 + TPSais-Ind*6 + TPZ -Ind*6) / 28
polygr3m	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*7 + TPSais-Ind*5 + TPF-Ind*4) / 26
polykl3m	Gesamt-Index = (ChlaSais-Ind*10 + ST-Ind*6 + TPSais-Ind*6 + TPF-Ind*4) / 26

3.2.7 Vergleich der Gesamt-Indices – "alt versus neu"

Die Prüfungen in Kap. 3.2.5 sowie die Abb. 53 und Abb. 54 geben bereits einen Eindruck darüber, wie sich der neue Index nach der Überarbeitung vom bisherigen Trophie-Index unterscheidet. Dennoch sollen die Veränderungen für die neuen Seegruppen nochmal in einer Gegenüberstellung verdeutlicht werden. Für die Darstellungen wurden alle Jahrgänge verwendet, für die der bisherige Trophie-Index auf Basis der Sommermittelwerte in der Datenbank vorlag und gemäß Plausibilitätsprüfung der Einzelwerte belastbar ist (s. Abb. 55).

**Abb. 55:** Gegenüberstellung "neuer" Trophie-Index versus bisheriger LAWA-Index. N = 2.100.

In der Abb. 55 wird deutlich, dass keine grundlegende Änderung in der Höhe des Trophie-Index durch die Anpassungen verursacht wurde. Vielmehr führen die Verbesserungen der Kalibrationen der Einzel-Indices zu einem Zurechtrücken der Steigung der "Klassifikationskurve". Im oligo- bis mesotrophen Bereich bei Indices kleiner als 2,5 findet eine mildere Bewertung statt, im eu- bis hypertrophen Bereich der Skala fallen die Klassifikationen etwas strenger aus. Die Abweichungen betragen maximal 0,75 Indexeinheiten nach oben und unten, im Mittel liegen sie bei -0,01, d.h. es wurde insgesamt keine Verschiebung verursacht.

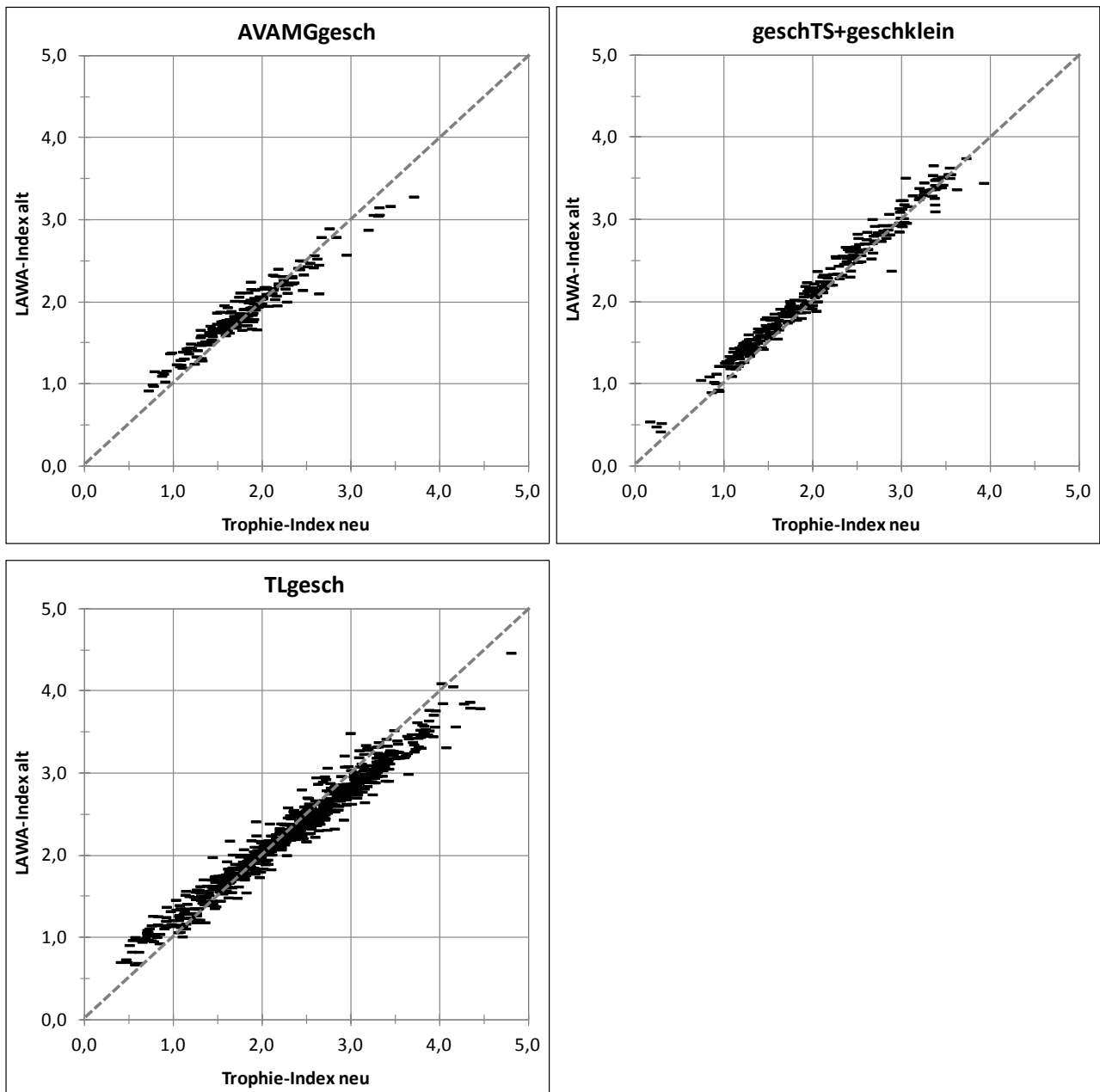


Abb. 56: Gegenüberstellung "neuer" Trophie-Index versus bisheriger LAWAI-Index in den Seegruppen der geschichteten Seen der überarbeiteten Trophieklassifizierung.

Die geringsten Veränderungen im Gesamt-Trophie-Index sind bei der Klassifizierung der geschichteten Talsperren zu sehen (s. Abb. 56), die größten in der Gruppe der polymiktischen Seen mit mittleren Tiefen von mehr als 3 m (s. Abb. 57) und bei den geschichteten Tieflandseen (s. Abb. 56).

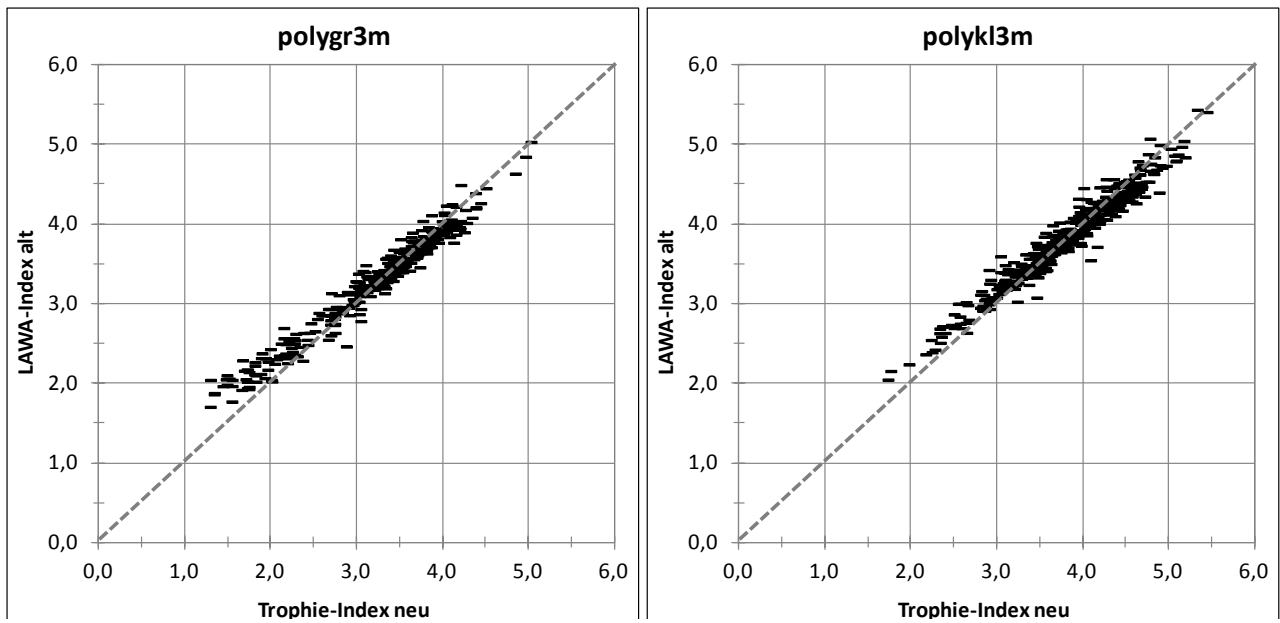


Abb. 57: Gegenüberstellung "neuer" Trophie-Index versus bisheriger LAWA-Index in den Seegruppen der geschichteten Seen der überarbeiteten Trophieklassifizierung.

Der größte Vorteil der erfolgten Überarbeitung ist die Aussagesicherheit der Einzel-Indices, welche gewährleistet, dass Abweichungen von der Mittelwertlage im Wesentlichen tatsächlich beobachtete Besonderheiten in den Seen darstellen und nicht Folge einer schiefen Anpassung an die Chl *a*-Klassifikation sind. Des Weiteren gestaltet sich die Ableitung von Hintergrund- und Orientierungswerten aus den Trophieklassen harmonischer. Die zu steile Anpassung der TP-Sommer-Klassifikation (für natürliche Seen, LAWA 1999) hatte bisher immer zu Widersprüchen hinsichtlich anzustrebender Trophieklasse im "guten" Zustand und des zugehörigen TP-Werts geführt.

3.2.8 "Außenseiterseen" und Grenzen für die Trophieklassifizierung

Während der Zusammenstellung der Kalibrationsdatensätze sowie der Analysen zur Trophieklassifikation fielen Seen auf, die in ihrer Biomasseentwicklung von den Großgruppen abwichen. Folgende Seen wurden deshalb nicht in die Kalibrationsdatensätze mit aufgenommen :

- Seen, die noch einer intensiven Kiesgewinnung unterliegen und aufgrund der Lichtlimitierung durch mineralische Schwebstoffe geringe Sichttiefen aufweisen sowie relativ wenig Biomasse ausbilden. Beispiele: Raunheimer Waldsee (HE), Kiessee Prettin (ST), Kiessee Barby (ST), Barleber See 2 (ST), Kriegersee (BW), Goldkanal (BW).
- Altarme von großen Fließgewässern, die durch den erhöhten Durchfluss bei relativ hohen Nährstoffbelastungen nur geringe PP-Biomassen aufweisen: Stockstadt-Erfelder Altrhein (HE), Alte Elbe Sandkrug (ST), Lingenfelder Altrhein (RP) und Ginsheimer Altrhein (HE). Dies gilt ebenso für Talsperren mit kurzen Wasserverweilzeiten wie z.B. die TS Wendefurth mit im Mittel 7 Tagen, der Grüntensee mit 13 Tagen, der Muldestausee mit 14 Tagen und der Lechstau Dornau mit 3 Tagen. Des Weiteren für Torfabbauseen, die in Verbindung mit Flüssen stehen: z.B. der Glabbacher Bruch (NW) mit der Nette und der Torfstich bei Loitz (MV) mit der Peene.
- Tagebauseen, insbesondere im meso- bis polytrophem Bereich, die durch verhältnismäßig geringe Chl a-Werte auffallen. Beispiele sind der Hufeisensee (ST), der Bergwitzsee (ST), Runstädter See (ST), Senftenberger See (ST), Erlache (HE). Eine Begründung ist hier noch nicht gefunden.
- Natürliche Seen mit auffällig geringen Chl a- und PP-Biovolume-Konzentrationen in Bezug zum Gesamtphosphorgehalt: z.B. die Außenmüritz (MV), der 1,5 ha große "See bei Staven" (MV), der Grimmsee (MV), der Owschlager See (SH, 20 ha), der 25 ha große Cossensee (MV) oder der knapp 4 ha große Stüdsee (MV).
- Huminstoff-reiche Seen besitzen oft zu geringe Sichttiefen im Verhältnis zu dem meist oligo- bis schwach mesotrophen Trophiestatus. Bei stark gefärbten Seen führt der Sichttiefen-Index zu unplausibel hohen Einstufungen.

Des Weiteren wurden Jahrgänge von Seen aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt, die auffällige und unplausible Wertesprünge aufwiesen. Hier traten insbesondere hinsichtlich der Phosphor-Analytik immer wieder größere Unsicherheiten in den Datensätzen hervor: Die P-Analytik in Tagebauseen wird durch hohe Eisengehalte gestört und müsste in den Labors plausibilisiert und teilweise modifiziert werden. Ein oder mehrere Labors gaben z.B. keine Chlorophyll-Werte von Klarwasserstadien (durch Sichttiefenmessung identifiziert) aus. TP-Konzentrationen weisen von Jahr zu Jahr Wertsprünge von 50-100 µg/L auf. Hier fehlt möglicherweise beim Laborpersonal limnologisches Wissen, das für eine Plausibilisierung von Messwerten notwendig wäre.

Zur Ableitung der Kurvenanpassungen Phosphor- versus Chl a-Saisonmittel wurden darüber hinaus Datensätze von Seen entfernt, deren TP-Konzentrationen über 500 µg/L liegen: Es wurden etwa 100 Datensätze mit TP-Konzentrationen bis 500 µg/L bis 23.000 µg/L ausgeschlossen. Bei diesen Gehalten ist nicht mehr von einer P-Limitierung der Phytoplanktonentwicklung auszugehen und die Korrelation zu den Biomassekenngrößen wird dementsprechend schwach oder fehlt ganz.

Über das Makrophyten-Wachstum in den Seen ist nahezu nichts bekannt. Lediglich für 50 von 1.905 Seen sind dazu Anmerkungen in der Datenbank vorhanden. Auch zur Betrachtung einer möglichen Stickstoff-Limitierung sind kaum Daten verfügbar.

Einige Seen wurden nicht in der euphotischen Zone bzw. im Epilimnion beprobt. Hier fallen mesotrophe Alpen- und MG-Seen auf, deren Sichttiefen zwischen 3 und 5 m liegen, welche aber dennoch in der Lamelle von 0-20 m beprobt wurden und "verdünnte Biomasse-Gehalte" aufweisen.

Die bisherigen LAWA-Richtlinien enthielten eine Liste von Anwendungsgrenzen der Trophie-Klassifizierung sowie eine kurze Begründung zu jeder Einschränkung, eine Zusammenstellung enthält die Tabelle 40. Einige Randbedingungen führen gemäß der LAWA-Richtlinien zu einer eingeschränkten Anwendbarkeit wie z.B. Sedimenttrübung, andere schließen eine Anwendung ganz aus wie z.B. ein Säurestatus unter pH 5.

Tabelle 40: Übersicht zu den Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikationen nach LAWA (1999, 2001, 2003) für die Gewässerarten natürliche Seen (natS), Baggerseen (BS) und Talsperren (TS). Grau unterlegt = Kriterium in entsprechender Richtlinie nicht behandelt.

"Seetyp" oder Randbedingungen	Anwendbarkeit			Begründung
	natS	TS	BS	
saure oder versauerte Seen mit pH < 5	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Klassifikationen an Neutralgewässern geeicht, Zustand ggf. durch Al-Toxizität gestört
humos gefärbte, dystrophe (Braunwasser-) Seen	dystroph nein Braunwas- serseen jein	einge- schränkt anwendbar		Sichttiefe als Kriterium nicht anwendbar
durch toxische Inhalts- stoffe vergiftete Seen	nicht anwendbar			gestörte Verhältnisse durch Selektivität oder Hemmung
Kleingewässer < 1 ha	nicht anwendbar			hohe Beeinflussung des Sees durch Geschehen am Gewässerrand, unter- geordnete Bedeutung der Phytoplankton- produktion für Gesamtstoffhaushalt und Gewässerzustand
häufig oder ständig sedi- mentgetrübte Seen, z.B. einige polymiktisch Flachseen, durch alloch- thone Eintrag getrübte Seen des Berglandes, Baggerseen mit minerali- schen Schwebstoffen oder aufgewirbeltem Sediment	einge- schränkt anwendbar	einge- schränkt anwendbar	einge- schränkt anwendbar	Sichttiefe und TP als Kriterium zeitweilig nicht geeignet oder nur bedingt geeignet
Makrophyten-dominierte Seen	einge- schränkt anwendbar		nicht anwendbar	Chl a und Sichttiefe nicht geeignet, da submerse Makrophyten das Phytoplank- tonwachstum durch Konkurrenz und Allelopathie einschränken
künstliche Seen mit einem Alter von weniger als 10 Jahren	einge- schränkt anwendbar	jünger als 5 Jahre nach Einstau nein	Ende der Baggerar- beiten < 5 Jahre 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)	nicht anwendbar	nein unabhängig von Verweilzeit	mit inten- siver Fluss- anbindung nein	Produktionskriterien Chl a und Sichttiefe verfälscht durch hohe Aus- und Eintrags- raten des Phytoplanktons
Talsperren mit sommerli- chen Verweilzeiten von weniger als 10 Tagen		nicht anwendbar		hohe Planktonverluste durch Aus- schwemmung, noch keine typischen See- Ökosysteme

In Zusammenführung der Erfahrungen aus den aktuellen Auswertungen sowie der Anwendungsgrenzen in den LAWA-RL ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

Die zusammengeführte Liste aus den LAWA-Richtlinien enthält im Wesentlichen alle Randbedingungen, die zu Anwendungs-Einschränkungen führen können auch unter Betrachtung des aktuell erweiterten Datensatzes.

Es wird vorgeschlagen, die Anwendbarkeit nie ganz auszuschließen, da die Erfahrungen einerseits zeigen, dass es immer wieder spezielle Vor-Ort-Bedingungen gibt, welche die Seen "ganz normal" reagieren lassen. Hierzu einige Beispiele:

- 1. Die Phytoplanktongesellschaft in der schnell durchflossenen Affolderner Talsperre (HE) entwickelt sich mit einer theoretischen Wasserverweilzeit von rund 5 Tagen dennoch nahezu ohne Einschränkungen und weist die für Flachseen erwarteten hohen Biomassen auf. Diesbezüglich besteht sicherlich eine hohe Abhängigkeit vom hydrologischen Regime und der Talsperren-Bewirtschaftung der im Oberwasser befindlichen Edertalsperre und der beiden Oberbecken Waldeck I und II im Pumpspeicherbetrieb. Große Unterschiede zwischen den Jahren sind demnach zu erwarten und es kann dann durchaus sein, dass in sehr niederschlagsreichen Jahren die Anwendbarkeit der Trophieklassifizierung durch die Ausschwemmung des Phytoplanktons gestört ist und eingeschränkt werden muss.
- 2. Der noch zur Kiesgewinnung genutzte Angelhofer Altrhein (RP), der darüber hinaus ober- und unterstromig Anbindung an den Rheinstrom besitzt, also mehrere "Störfaktoren" gleichzeitig aufweist, kann in den bisher vorliegenden Untersuchungsjahren plausibel klassifiziert werden. Hier ist insbesondere die Lage der Probestelle in einem relativ durch eine Insel geschützten Bereich des Sees für die nahezu normale Entwicklung des Phytoplanktons sowie die nicht durch Trübe verkürzte Sichttiefe ursächlich.
- 3. Das trophische Geschehen in Flusseen in der norddeutschen Tiefebene ist ebenfalls in hohem Maße von der Durchflusssituation und der Lage im Gewässersystem abhängig. Das kategorische Ausschließen der Gültigkeit der Trophieklassifikation würde der Dynamik und Vielfalt dieses Gewässertyps ebenfalls nicht gerecht.

Einzigste Ausnahme von der oben begründeten Betrachtungsweise sollten vorerst noch die sauren und versauerten Seen bleiben. Die Ausführungen von LEBMANN & NIXDORF (2009) im Bewertungsentwurf für saure Tageauseen legen nahe, dass sich die Trophie-Verhältnisse, insbesondere die Produktivität, nicht wesentlich von pH-neutralen Tageauseen unterscheiden. Das bedeutet, dass durch z.T. ganz andere und spezialisierte Artengemeinschaften dennoch viel Biomasse gebildet werden kann, die zum Stressor Nährstoffbelastung eine Korrelation besitzt. Die Verhältnisse in sauren Seen waren jedoch nicht Gegenstand der aktuellen Auswertungen und es sollte gesondert geprüft werden, ob die Klassifizierung für diese Seen gelten kann. Insbesondere die TP-Verfügbarkeit ist durch den Eisenreichtum beeinflusst, was darüber hinaus zu Schwierigkeiten in der TP-Analytik führt. Die Trophieklassifizierung in sauren Bergbaufolgeseen und versauerten, v.a. kleineren Mittelgebirgsseen und –Talsperren stellt eine eigene Problematik dar und sollte in einem eigenen Projekt behandelt werden.

- Im Fall von Minderbefunden beim Chl a-Index ist zunächst zu prüfen, ob die Sichttiefe den Befund bestätigt. Falls ja, ist die Trophie-Aussage und Klassifikation korrekt. Die weitere Prüfung kann wichtige Aussagen zum Einfluss u.a. von Makrophyten, Verdünnung oder Toxizität ergeben. Das Index-Ergebnis ist in diesen Fällen zu diskutieren, aber nicht grundsätzlich falsch.
- Die Anwendung der Trophieklassifikation kann nicht nur der einfachen Einstufung dienen, sondern auch als Diagnose-Werkzeug verstanden werden. Falls einzelne Indices nachweislich durch "untypische" Einflüsse gestört sind und insbesondere falsche Tatsachen vortäuschen (wie z.B. verkürzte Sichttiefen durch nicht-Algen-bürtige Trübe oder Färbung), können diese begründet aus der Berechnung des Gesamt-Index entfernt werden.

Für die neu angepasste Trophie-Klassifizierung werden die Anwendungsgrenzen wie in Tabelle 41 vorgeschlagen.

Tabelle 41: Anwendungsgrenzen der Trophieklassifikation für Seen.

Bedingungen in Seen/ besondere Seen	Anwendbarkeit	Begründung, ggf. beeinflusste Kenngröße
saure oder versauerte Seen mit pH < 5	bisher nicht anwendbar	Klassifikationen ist bisher an pH-neutralen Gewässern kalibriert, Verhältnisse können durch Al-Toxizität und Fe-Reichtum gestört sein
humos gefärbte, dystrophe (Braunwasser-) Seen	eingeschränkt anwendbar	Sichttiefe als Kriterium ggf. nicht anwendbar
durch toxische Inhaltsstoffe vergiftete Seen	eingeschränkt anwendbar	gestörte Verhältnisse durch Selektivität oder Hemmung möglich, spezialisierte Biozöosen jedoch mit Konkurrenzvorteil
Kleingewässer < 1 ha	eingeschränkt anwendbar	hohe Beeinflussung des Sees durch Geschehen am Gewässerrand, untergeordnete Bedeutung der Phytoplanktonproduktion für Gesamtstoffhaushalt und Gewässerzustand
häufig oder ständig Sediment-getrübte Seen, z.B. einige polymiktisch Flachseen, durch allochthonen Eintrag getrübte Seen des Berglandes, Baggerseen mit mineralischen Schwebstoffen oder aufgewirbeltem Sediment	eingeschränkt anwendbar	Sichttiefe und TP als Kriterium zeitweilig nicht geeignet oder nur bedingt geeignet
Makrophyten-dominierte Seen	eingeschränkt anwendbar	Chl a- Werte und Sichttiefe können von der Erwartung abweichen, da submerse Makrophyten das Phytoplanktonwachstum durch Konkurrenz und Allelopathie einschränken, die Trophie wird zum Teil in den Makrophyten abgebildet
künstliche Seen mit einem Alter von weniger als 3-10 Jahren	eingeschränkt anwendbar, noch keine Repräsentativität mit Endzustand gegeben	Instabilität des Systems. Stichworte: Zufälligkeit der Erstbesiedlung, sich stark veränderndes Arteninventar
Seen mit Verweilzeiten von weniger als 5-30 Tagen	eingeschränkt anwendbar	hohe Planktonverluste durch Ausschwemmung, Fließgewässer-ähnliche Ökosysteme

4 Europäische Interkalibrierung für die Biokomponente Phytoplankton – Fortführung der Arbeiten im Jahr 2010

4.1 Einleitung

Dr. Ute Mischke, IGB, Berlin, Stand: Januar 2013

Das Phytoplankton ist eine von vier Biokomponenten, die nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie („EU-WRRL“; EUROPEAN UNION 2000) in Seen bewertet werden muss, um den ökologischen Zustand des Gewässers zu ermitteln.

Mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000) ist ein europäischer Vergleich mit den Bewertungsverfahren anderer Mitgliedstaaten innerhalb der gleichen Ökoregion erforderlich. Dieser Prozess wird Interkalibrierung genannt und in regionalen Gruppen von Mitgliedstaaten in den sog. Geographical Intercalibration Groups (GIGs), durchgeführt. Deutschland nimmt an den Gruppen für die Alpenregion (Alp GIG) und für die Region des zentraleuropäischen und baltischen Tieflandes (CB GIG) teil. Es erfolgten Arbeiten unter Anwendung des deutschen PhytoSee-Index in den geografischen Kalibrierungsgruppen getrennt für die Alpenregion und für Zentraleuropa. Der Interkalibrierungsprozess befindet sich in der 2. Phase (2009-2011).

Diese Arbeitsaufgabe ergab sich unmittelbar aus der Fortführung des Interkalibrierungsprozesses, den Arbeitsplänen der GIGs (milestones) und der Arbeitsstände der Technical Reports. Ute Mischke (CB GIG) sowie Ursula Riedmüller und Eberhard Hoehn (Alp GIG) sind von Deutschland benannte Experten für diese Gremien für Phytoplankton in Seen und führen die Anfang 2006 begonnenen Arbeiten fort.

4.2 Arbeiten im CB GIG im Jahr 2010

In der ersten Interkalibrierungsrunde bis 2008 wurden in der Zentral-Europäischen und Baltischen Geografischen Interkalibrierungs-Gruppe, im Folgenden kurz CB GIG genannt, gemeinsame Grenzwerte für den Parameter „Chlorophyll a-Konzentration“ für die Bewertung der Biomasse des Phytoplanktons in Seen zwischen den ökologischen Zustandsklassen sehr gut / gut und gut/mäßig vereinbart (s. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2008). Nach der EU-WRRL (EUROPEAN UNION 2000) müssen neben der Biomasse des Phytoplanktons auch die taxonomische Zusammensetzung und das Auftreten von Algenblüten bewertet werden. Ein Vergleich dieser weiteren Parameter scheiterte in der ersten Interkalibrierungsrunde aufgrund des Fehlens von nationalen Verfahren der meisten Mitgliedstaaten. Deutschland trug zu dieser Verzögerung nicht bei und veröffentlichte sein Verfahren bereits Anfang 2008 auch in einer englischen Fassung (MISCHKE *et al.* 2008).

Mitgliedsstaaten, die an der 2. Interkalibrierungsrunde (2009-2011) mit nationalen Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton für Seen im CB-GIG teilnahmen und sowie deren Länderkürzel sind im Folgenden gelistet:

BE Belgien	DE Deutschland
DK Dänemark	EE Estland
IR Irland	LV Lettland
LT Litauen	NL Niederlande
PL Polen	UK Großbritannien
FR Frankreich	

Details über die einzelnen Bewertungsverfahren finden sich in einer Online-Datenbank (BIRK 2010) unter:

<http://www.wiser.eu/programme-and-results/data-and-guidelines/method-database/>

Einige Mitgliedsstaaten wie FR, DK, PL, UK und NL hatten ihr nationales Verfahren im Zeitraum 2010 und 2011 erst entwickelt oder noch vervollständigt oder verändert.

Die Gewässertypen in der Interkalibrierung von Seen im CB-GIG sind Folgende:

L-CB 1 entspricht den deutschen Seetypen 10.1 und 13, beides sommerlich geschichtete kalkreiche Tieflandseen mit einer mittleren Seetiefe von 3-15m, unter Ausschluss der Seen mit einer extrem kurzen Wasserverweilzeit < 1 Jahr (wie deutscher See-Subtyp 10.2) oder langen Verweilzeit von über 10 Jahre. Andere europäische Länder haben im L-CB 1 –Seetyp auch polymiktische Seen einbezogen.

L-CB 2 entspricht dem deutschen Seetyp 11.2 (Flachseen) für kalkreiche Tieflandseen mit einer mittleren Seetiefe kleiner als 3 m unter Ausschluss der Seen mit einer Wasserverweilzeit < 0,1 Jahr und > 1 Jahr, womit hier Flusseen ausgeschlossen sind.

Tabelle 42: Seetypen der Interkalibrierung im CB-GIG.

Type	Lake characterisation	Altitude (m above sea level)	Mean depth (m)	Alkalinity (meq/l)	Residence time (years)
L-CB1	Lowland, shallow, calcareous	< 200	3 – 15	> 1	1 – 10
L-CB2	Lowland, very shallow, calcareous	< 200	<3	> 1	0.1 – 1
L-CB3	Lowland, shallow, small, siliceous (moderate alkalinity)	< 200	3 – 15	0,2 — 1	1 – 10

Countries sharing types of CB-GIG

Types L-CB1: Belgium, Germany, Denmark, Estonia, France, Ireland, Lithuania, Latvia, Netherlands, Poland, United Kingdom

Types L-CB2: Belgium, Germany, Denmark, Estonia, Ireland, Lithuania, Latvia, Netherlands, Poland, United Kingdom

Types L-CB3: Belgium, Denmark, Estonia, France, Latvia, Poland

Die in Deutschland für das Tiefland zusätzlich definierten Seetypen für Flusseen (Typ 12) und für tiefere polymiktische Seen mit einer mittleren Seetiefe größer als oder gleich 3 m ohne sommerliche thermische Schichtung (Seetyp 11.1 und Typ 14) werden nach dem deutschen Expertenverständnis durch die Interkalibrierungstypen L-CB 1 und L-CB 2 nicht abgedeckt. Demnach müssen deren Schwellenwerte für die biologischen Parameter, z.B. der Chlorophyll a-Konzentration im Mittel des Zeitraums April-Oktober nicht mit den im IC-Prozess der ersten Interkalibrierungsrunde vereinbarten Konzentrationen übereinstimmen.

Die Tabelle 43 gibt die vereinbarten Grenzwerte der ersten Interkalibrierungsrunde wider.

Tabelle 43: Chlorophyll a-Grenzwerte der ersten Interkalibrierungsrunde.

Type	Chlorophyll a –Konzentrationen (µg/l)	
	sehr gut / gut – Grenze	gut / mäßig - Grenze
L-CB1	4,6 – 7,0	8,0 – 12,0
L-CB2	9,9 – 11,7	21,0 – 25,0

4.2.1 Übersicht über Ziel und Strategie der Arbeiten in der Central Baltic GIG

Die Arbeiten zur Interkalibrierung der nationalen Verfahren scheiterten im Jahr 2010 daran, dass die nationalen Verfahren und die Verfahrensbeschreibungen von mehreren Mitgliedstaaten nicht fertiggestellt wurden. Außerdem verwenden die Mitgliedstaaten im CB-GIG konzeptionell unterschiedliche biologische Kenngrößen (metrics) und erheben die Daten zur taxonomischen Zusammensetzung in unterschiedlicher Art (Diversität-Ableitung aus Protokollen mit festen Zähllisten und Größenklassen (Estland); Bestimmung auf Gattungs- oder Artniveau; Zellzahlbestimmung ohne Biovolumenumrechnung (Niederlande)). Es musste getestet werden, ob diese Unterschiede eine direkte Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse verhindern, und ob eine Anwendung der nationalen Verfahren auf Datensätze der anderen Mitgliedstaaten möglich ist.

Die Arbeiten für die Interkalibrierung bestanden demnach darin, die große gemeinsame CB-GIG Datenbank mit weiteren harmonisierten Daten aufzufüllen, die Vergleichbarkeit der bereits vorhandenen nationalen Bewertungsmethoden zu prüfen, und eine Strategie für den Interkalibrierungsprozess zu entwickeln.

Diese Strategie für den Interkalibrierungsprozess des CB-GIG musste in Übereinstimmung mit der neuen, im Jahr 2010 in Entwicklung befindlichen Richtlinie sein, die für die gemeinsame Umsetzung des Interkalibrierungsprozesses für den Zeitraum 2008-2011 entwickelt wurde, aber in einer abgestimmten Fassung erst Anfang 2011 veröffentlicht wurde (EU COMMISSION 2011 – IC Guidance).

Um die Interkalibrierung der nationalen Phytoplanktonverfahren durchzuführen, wurde angestrebt gemäß der Option 2, die im IC Guidance entwickelt wurde, eine gemeinsame Bewertungsgröße ("common metric") für die taxonomische Zusammensetzung zu entwickeln, mit der die nationalen Verfahren miteinander verglichen werden sollten. Ein solcher "common metric" stand zunächst nicht zur Verfügung. Für diesen Zweck entstand im EU-WISER Projekt (2009-2012) ein national unabhängiger Index (PTI) basierend auf der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons. Es wurden auf Basis einer europäischen Datenbank von über 1.700 Seen **Gattungen des Phytoplanktons** entlang des Gesamtphosphorgradienten eingestuft (PHILLIPS *et al.* 2010), wobei die gesamte CB GIG-Datenbank in die Ermittlung der TP-Optima mit einging. Da der common metric PTI erst Mitte 2010 im ersten Entwurf zur Verfügung stand, konnte er erst zu einem späteren Zeitraum als geplant für die Interkalibrierung genutzt werden. Deshalb wurde im CB GIG zuvor beschlossen, auch einen sogenannten pseudo-common metric zu entwickeln (Option 3b), der eine Art normierter Mittelwert aller Bewertungseinstufungen aller Mitgliedstaaten des GIGs ist. Zeitgleich wurden im Jahr 2010 von einigen Mitgliedstaaten des CB GIG erst die nationalen Bewertungskenngrößen für taxonomische Zusammensetzung entwickelt.

4.2.2 CB GIG Sitzungen und Beschlüsse

Die CB Lake GIG „Phytoplankton“ führte im Jahr 2010 zwei Sitzungen durch:

Rotterdam (NL): 26. März 2010

Norwich (UK): 25. – 26. Oktober 2010

Gemeinsam mit Geoff Phillips (UK) leitete Ute Mischke (DE) das CB-GIG im Jahr 2010 und hat an der Vor- und Nachbereitung sowie an den o.g. Sitzungen teilgenommen.

4.2.3 Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Rotterdam am 26. März 2010

- Sichtung der verfügbaren nationalen Verfahren und Diskussion um die Prüfung der Vergleichbarkeit der Verfahren unter Einbeziehung der Methoden-Zusammenstellung im EU-WISER-Projekt (BIRK 2010).
- Anfrage von nationalen Bewertungsergebnissen für einen gemeinsamen Datensatz von Seen und Prüfung der Anwendbarkeit von nationalen Verfahren auf Daten anderer Staaten.
- Vorstellung und Diskussion um die Anwendung eines normalisierten "pseudo common metric" vorgestellt durch Willby und Birk
- Vorbereitung und Abstimmung für den Milestone 2 report für die ECOSTAT Sitzung vom 8-9 April 2010

Beschlüsse: Die Datenbasis sollte von jedem Mitgliedstaat (MS) nochmal geprüft und ggf. ergänzt werden, bevor die Vergleichstests durchgeführt werden. Jeder MS sollte sein nationales Verfahren auf möglichst viele Testdaten anwenden und die nationalen Bewertungsergebnisse an die GIG-Leitung senden. Litauen hatte keinen aktiven GIG-Vertreter, so dass die GIG-Leitung versuchte, die Bewertung nach der litauischen Verfahrensbeschreibung vorzunehmen. Es wurde auch beschlossen, dass Verfahren, die bis Ende Juni 2010 nicht verfügbar sind, nicht mehr im IC-Prozess aufgenommen werden.

4.2.4 Ziele und Beschlüsse bei der Sitzung in Norwich vom 25. – 26. Oktober 2010

A) Optionen für die Durchführung der Interkalibration

a. Es wurde vereinbart, dass die Auswertungen sowohl nach Option 2 mit dem WISER common metric durchgeführt werden sollen, als auch nach Option 3a durch Anwendung eines „pseudo common metric“. Die Interkalibrierung der taxonomischen Kenngrößen des Phytoplanktons im CB-GIG nach

i. Option 2 hatte den Vorteil, dass die nationalen Verfahren nur auf die Datensätze des eigenen Landes angewendet wurden, aber den Nachteil, dass teils nur wenige Seen zur Verfügung standen und

ii. Option 3a hatte den Vorteil eines größeren Datensatzes, aber den Nachteil, dass die Verfahren einiger Mitgliedstaaten nicht auf die Daten der anderen Länder angewendet werden konnten.

B) Vorstellung der Ergebnisse der ersten Vergleichstests von IE, DE, EE, FR & UK metrics nach Option 3a (pseudo-common metric) und nach Option 2 mit dem WISER PTI metric

LCB-1: Die Vergleichsergebnisse zeigten eine annehmbare Vergleichbarkeit.

LCB-2: Die Vergleichsergebnisse zeigten eine deutlich geringere Vergleichbarkeit.

LCB-3: Vergleiche wurden wegen zu wenigen Daten und zu wenig Zeit nicht angestellt.

Mitgliedstaaten mit der größten Abweichung zum common metric wurden aufgefordert, ihre Bewertung zu überarbeiten. Dafür wurden Veränderungsvorschläge von der GIG-Leitung gemacht.

Nach den zufrieden stellenden Ergebnissen für Estland (EE) wurde die Schwierigkeit diskutiert, dass dieses nationale Verfahren nicht oder kaum auf Datensätze anderer Mitgliedstaaten anwendbar ist, da die Kenngröße Evenness stark abhängig von der verwendeten Zählliste für die Taxa abhängig ist. So werden in Estland einige Taxa in Größenklassen gezählt und gehen als eigene Taxa in den Index ein. In der CB GIG Datenbank sind diese Größenklassen aber pro Art zusammengefasst, was zu unterschiedlicher Evenness führt. Andererseits wurde das deutsche Verfahren teils auf Seen angewendet, die nicht zum entsprechenden deutschen Seetyp passen. Diese Seen sollten nachträglich aus dem Vergleichstest herausgenommen werden.

C) Die Überprüfung der gemeldeten Referenzseen ergab, dass die Chlorophyll a- Messwerte von einigen Seen die vereinbarten Schwellenwerte (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2008) des Seetyps für den sehr guten Zustand überschritten, und nachträglich ausgeschlossen werden sollten.

Tabelle 44: Übersicht der im April 2010 verfügbaren nationalen Bewertungsverfahren zum Phytoplankton in Seen im CB GIG.

Country	Method	Status	WISER	Metric for option 3 IC?	feasibility	Why not feasible for IC?	check on typology
			questionnaire				L CB1
		1 - finalized agreed national method	1- Completed				
		2- method under development	2- Completed partially				
			3- Not submitted				
BE	<i>Flemish phytoplankton assessment method for lakes</i> 1) Chlorophyll a 2) % cyanobacteria	1	1	yes yes	yes yes		
BE	<i>Assessment of phytoplankton in reservoirs (HPLC) Belgium (Wallonia)</i> 1) % of pigments and chlorophyll a	2	1	no	no	type & method concept	
DE	<i>German Phyto - Lake - Index</i> 1a) Chlorophyll a mean and max 1b) total biomass 2) Algal class metric 3) PTSI (indicator taxa system)	1	1	yes yes yes yes	yes yes yes yes		
DK	<i>Assessment system for lakes using Chlorophyll - a</i> 1) Chlorophyll a	1	1	yes	yes		
EE	<i>Assessment of status of lakes on the basis of phytoplankton</i> 1) Chlorophyll a 2) PP compound quotient (PCQ) 3) PP community description (PCD) 4) Pielou index of evenness (J')	1	1	yes yes yes yes	yes yes yes only with LV	metric 4 concept	
FR	<i>Lake phytoplankton index</i> 1) Chlorophyll a 2) taxonomic composition	2	2	not available yet not available yet	yes		
LT	<i>Lithuanian assessment method of lakes</i> 1) Chlorophyll a 2) % Bacillariophyta plus Chrysophyta 3) % Cyanobacteria	1	1 (corrected)	yes yes yes			
LV	<i>Latvian assessment method of lakes</i> adopted from Estonia for all four metrics see EE	1	1	yes yes	only with LV	metric 4 concept	
IE	<i>Chlorophyll - a metric - Phytoplankton Biomass</i> 1) Chlorophyll a <i>Irish Phytoplankton composition and abundance Index</i> 2) Score of 9 taxa	1 2	1 1	yes not available yet			
NL	<i>WFD - metrics for natural watertypes</i> 1) Chlorophyll a 2) multimetric species composition	1	1	yes yes			
PL	<i>Phytoplankton Metric for Polish Lakes (PMPL)</i> 1) Biomass of phytoplankton 2) concentration of chlorophyll a 3) biomass and relative biomass of Cyanoprokaryota	1	1 (corrected)	yes yes yes			
UK	<i>Lake Phytoplankton - Chlorophyll - a and Percentage nuisance cyanobacteria</i> 1) Chlorophyll a 2) % cyanobacteria ***** 1) Chlorophyll a 2) Taxonomic Composition 3) Bloom Frequency	1 2, ready summer 2010	1	yes yes, unless replaced yes not available yet	only with whole QE	used as worst of Chl or % cyanobacteria	

4.3 Arbeiten im Alpinen GIG im Jahr 2010

Eberhard Hoehn und Ursula Riedmüller, LBH Freiburg

Tätigkeiten

Die Alpin Lake GIG „TG Phytoplankton“ führte im Jahr 2010 ein Meeting durch:

- ARPA della Lombardia, Milano (Italien), 24.-25.08.2010.

Ein wichtiges Thema wurde die Frage der Benchmark-Standardisierung und Vergleich der Grenzssetzungen nach WILLBY & BIRK (2010a,b). Hierzu wurden vorab orientierende Berechnungen mit der von WILLBY & BIRK gelieferten Excel-Vorlage durchgeführt. Diese wurden auf speziellen workshops beim JRC in Ispra erörtert, an denen der Obmann G. Wolfram teilnahm: 26.-27.08.2010 und 3.-5.11.2010, workshops „Comparability Criteria“.

Die Alpin Lake GIG „TG Phytoplankton“ plante im Jahr 2011 noch ein Meeting in Slowenien zu veranstalten.

Erreichte Ziele und Ergebnisse

Das von Frankreich entwickelte Verfahren (IPLAC) war bis zum Meeting in Milano noch nicht anwendbar und lag der GIG in endgültiger Form nicht vor. Bis zu diesem Zeitpunkt konnte mit den französischen Datensätzen nicht gearbeitet werden.

Außer für das französische Verfahren konnte die vorgesehene Prüfung auf Übereinstimmung von nationalen Methoden mit den Anforderungen der EU-WRRL durchgeführt und für anwendbar befunden werden.

Gesamt-Datenbank für die alpine Interkalibrierung

In der Interkalibrierungsphase 1 beinhaltet die MS-Access basierte Datenbank mehr als 700 Jahrgänge 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 Jahrgängen und nicht in allen Mitgliedstaaten vor.

Tabelle 45: Seetypen, Seen und Jahrgänge in der Datenbank des alpin GIG (min. 4 Termine/a).

Seetyp	Mitgliedsstaat	Anzahl Jahrgänge		
		Gesamt-Biovolumen	Chlorophyll-a	Gesamt-P
L-AL3	AT	240	65	196
	FR	24	24	24
	GE	148	121	136
	IT	42	39	42
	SI	26	24	24
L-AL4	AT	160	12	158
	FR	4	4	4
	GE	75	62	64
	IT	44	40	44

Die Datenbank beinhaltet im Einzelnen die in Tabelle 45 aufgeführten Seetypen, Seen und Jahresgänge der Kalibrationsparameter aus den beteiligten Alpenstaaten:

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) und PHILIPPS *et al.* 2010).

Referenzseen

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

Gesamtbiovolumen:

L-AL3: 71 Jahresgänge aus 24 Wasserkörpern

L-AL4: 59 Jahresgänge aus 14 Wasserkörpern

Chlorophyll-a:

L-AL3: 29 Jahresgänge aus 15 Wasserkörpern

L-AL4: 29 Jahresgänge aus 13 Wasserkörpern

Aktueller Zeitplan für die Interkalibrierungsphase 2 im Alpinen GIG

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

Herbst 2010	Schließung der Gesamtdatenbank und Plausibilisierung der Daten und Entwicklung der "pseudo-common metrics"
Dez 2010 – Febr 2011	Entwicklung der Referenzbedingungen und Klassengrenzen
Mär 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 (bis auf Frankreich bearbeitet).

- Alle nationalen Methoden sollen fertig gestellt sein (Herbst 2010).
- GIG Datenbank wird geschlossen pseudo-common Metrics sind entwickelt (Herbst 2010).
- Erste vorläufige Ergebnisse nach Option 3 (Ende 2010).
- Berechnung von möglichen Abweichungen zwischen den Ergebnissen aus nationalen Verfahren und Verbesserung der Vergleichbarkeit (Februar 2011).

- Beschreibung der Referenzbedingungen und Festlegung der Klassengrenzen, Anpassung der Klassengrenzen unter Vergleich mit Option 3 (März 2011).

M3 (Anfang 2011)

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

M4 (März/April 2011)

- Abschluss der Harmonisierung der Klassengrenzen.
- Vorschlag für ein Gesamtergebnis der Interkalibrierung.
- Meeting in Lubjana / Slowenien.

M5 (Mai 2011) – Abschlussberichte - Endergebnis der Interkalibrierung.

5 Die Bewertung unterstützende allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

5.1 Einführung

Nach der im Rahmen der nationalen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) ausgegebenen Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) sollen zur Ermittlung des ökologischen Zustands/Potenzials neben den Einstufungs-relevanten biologischen und chemischen Qualitätskomponenten (QK) die unterstützenden "hydromorphologischen" und "allgemeinen physikalisch-chemischen" QK herangezogen werden. Als chemisch-physikalische QK werden in der OGewV (2011) die Sichttiefe, die Temperaturverhältnisse, der Salzgehalt, der Versauerungszustand sowie die Nährstoffverhältnisse genannt.

Für diese sollen die sog. Hintergrund- und Orientierungswerte (im Folgenden als H&O-Werte abgekürzt) erarbeitet werden, welche als Klassengrenzen vom "sehr guten" zum "guten" (H/G-Grenze) und vom "guten" zum "mäßigen" Zustand (G/M-Grenze) gelten sollen.

Für Seen liegt für den Nährstoff Gesamtphosphor im Freiwasser ein Entwurf von RIEDMÜLLER *et al.* (2010) sowie ein weiterer vom Januar 2012 vor, dessen Entwicklung durch den LAWA Expertenkreis Seen unterstützt wurde. Diese sind anhand der Phytoplanktonbewertung auf Basis der trophisch orientierten großen Seendatenbank (Phytoplankton) und mit Hilfe der Trophieklassifizierung (s. Kap. 3) abgeleitet worden. Im vorliegenden Projekt stehen diese nach den Verfahrensüberarbeitungen im Tiefland-Modul auf dem Prüfstand. Des Weiteren soll ein Entwurf für den Parameter Sichttiefe erfolgen. In naher Zukunft ist beabsichtigt, die Parameterliste um Stickstoff-Kenngrößen zu erweitern. Hierzu sind Ergänzungen in der Datenbank notwendig.

Die H&O-Werte werden in einem separaten und eigenständigen Berichtsteil, s. Anhang, veröffentlicht. Im hier vorliegenden Arbeitsbericht soll die Herleitung der Grenzwerte und -bereiche in Kurzform in Übersichten oder Abbildungen plausibilisiert und erläutert werden.

Als Basis liegen die Phytoplankton-Seetypen zugrunde. Für diese Seegruppen, welche nach MISCHKE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) unterschiedliche Lagen der Referenztrophiie aufweisen, werden die H&O-Werte differenziert ermittelt.

Die Werte gelten für das Freiwasser von Seen und besitzen gemäß Herleitung einen engen Bezug zum Trophiestatus und zu den Bewertungsmaßstäben hinsichtlich der biologischen QK Phytoplankton. Die Einhaltung der TP-Orientierungswerte kann auf die biologischen QK Fische, Makrophyten & Phytobenthos-Diatomeen und Makrozoobenthos eine positive Wirkung ausüben, muss jedoch nicht den "guten" Zustand für diese Biokomponenten herbeiführen, da die entsprechenden Bewertungsverfahren z.T. auf andere ökologisch wirksame Stressoren kalibriert sind.

Auf "Grenzwerte" wurde bewusst verzichtet und stattdessen wurden Grenzbereiche abgeleitet, da dieser Ansatz den beobachteten Auslenkungen in den Seen der Seetypgruppen besser gerecht wird. Auch werden z.B. die TP-Konzentrationen nicht mit Dezimalstellen und teilweise nur auf 5 µg/L genau angegeben. Hier wird u.a. dem Umstand Rechnung getragen, dass die Phosphor-Analytik in vielen Fällen keine höhere Mess-Genauigkeit aufweist.

Die Grenzen der Übergangsbereiche sind mit Bezug zum Kalibrationsdatensatz folgendermaßen zu verstehen:

→ Obere Grenze: mindestens 50% der Seen/Seenjahre, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

→ Untere Grenze: mindestens 75% der Seen/Seenjahre, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

Die Sichttiefen-Werte sind analog dazu zu verstehen, da diese jedoch mit zunehmender Belastung sinken, sind obere und untere Grenze in Bezug zu den Sichttiefenwerten in ihrer Bedeutung vertauscht. Die Begriffe Ober- und Untergrenze sind jedoch an die Skala der Zustandsklassen gekoppelt.

pelt, d.h. die Obergrenze des Übergangsbereiches hat einen geringen Sichttiefenwert als die Untergrenze.

Eine reine mathematisch durchgeführte Ableitung der H&O-Werte (u.a. Quantil-Berechnung, Regressionen, Mittelwert-Analysen) scheiterte bei vielen Seetypen an geringen Stichprobengrößen und/oder den großen Schwankungen der Eingangsgrößen, welche einerseits auf die natürliche Variabilität der biologischen Reaktion und andererseits insbesondere beim Gesamtphosphor auf Ungenauigkeiten oder Unterschiede in der Mess-Analytik zurückgehen.

Bei Betrachtungen zum Gesamtphosphor und seiner Korrelation zum PhytoSee-Index wurde immer wieder deutlich, dass die Steuergröße TP oberhalb 40-50 µg/L zunehmend an Vorhersagekraft für die zu erwartende Phytoplanktonbiomasse verliert und andere limitierende Faktoren dazu führen, dass die Biovolumina klein bleiben und die PSI-Werte teilweise unerwartet gute Zustände anzeigen (s. Streudiagramme z.B. von Typ 12 oder 13, s. auch DOLMAN & WIEDNER 2013). Z.B. sind für die Flusseen sowie schnell durchflossene Talsperren im Mittelgebirge derartige Minderbefunde zu erwarten, da in diesen die PP-Biomasse u.a. durch die Wasserverweilzeit und Verdünnungsprozesse verringert sein kann.

Es wurde deshalb ein Konzept-gestütztes, kombiniertes Verfahren verwendet, welches darüber hinaus eine Berücksichtigung von Expertenwissen, Grenzwerten und Referenzvorstellungen von Bearbeitungen im In- und Ausland zuließ.

Die vorliegenden H&O-Werte gelten gemäß ihrer Herleitung für natürliche Seen, deren Sondertypen sowie für künstliche und erheblich veränderte Seen in Deutschland.

5.2 Überprüfung der bisherigen H&O- Gesamtphosphorwerte sowie Korrekturbedarf

Als Datengrundlage stand der aktuelle, vereinigte Datensatz deutscher Seen zur Verfügung (s. Kap. 2.1 und 2.2), in dem natürliche und KEV-Seen enthalten sind. Für jeden Seetyp wurden die jeweiligen Kalibrationsdatensätze verwendet mit besonderem Augenmerk auf plausibler TP-Analytik.

Als bisheriger Stand der H&O-Werte wird der für die RaKon, Arbeitspapier II (Rahmenkonzeption WRRL, Hrsg. LAWA-AO) gelieferte Entwurf vom Januar 2012 verstanden, der bisher noch nicht veröffentlicht wurde, jedoch als Entwurf zu Verfügung stand.

In den folgenden Kapiteln werden für jeden Seetyp oder jede Typgruppe auf jeweils einer Seite die Ergebnisse der Grenzwert-Ermittlung auf Basis verschiedener Methoden dargestellt. Zugunsten der Übersichtlichkeit werden die Abbildungsunterschriften weggelassen, in den Abbildungen sind jedoch die zum Verständnis wichtigen Informationen enthalten. Die aus den Abbildungen ableitbaren Anhaltspunkte zur Grenzwertfindung sind in den zusammenfassenden Tabellen am Seitenende aufgeführt. Diese enthalten noch weitere mit anderen Methoden ermittelten Indizien für die H/G- und die G/M-Grenzen.

Folgende Methoden wurden angewandt:

1. Die Variabilität der Verhältnisse in den Seen wird in den **Streudiagrammen** (z.B. Kap. 5.2.2, oben) deutlich. Für jeden Seetyp oder Typgruppe werden jeweils zwei Abbildungen gezeigt: eine für den Übergang H/G (jeweils links oben) und eine für den Übergang G/M (jeweils rechts oben). In den meisten Abbildungen sind die "Kernzonen" für die zu definierenden Übergangsbereiche auszumachen. Diese werden in der zusammenfassenden Tabelle (für jeden Seetyp jeweils unten) mit Ober- und Untergrenze der TP-Konzentrationen eingetragen.

2. Des Weiteren wurden für TP-Klassen **Box-Whisker-Plots** von Bewertungsergebnissen (ÖQ) angefertigt, anhand derer im Datensatz die Zielerreichung z.B. des "guten" Zustand bei Einhaltung

einer bestimmten TP-Konzentration (im Saisonmittel) geprüft werden kann. Die Grenzbereiche für die AVA- und MG-Seetypen wurden mit den Bewertungsgrößen ÖQ Biomasse-Index (s. Kap. 2.3) und PSI (PhytoSee-Index Phytoplankton) geprüft. Für die TL-Seetypen wurde der Biomasse-Metric des PhytoSee-Verfahrens und der PSI für die Tests verwendet. Bei der Interpretation der Box-Plots sollte berücksichtigt werden, dass die TP-Klassen nach unten offen sind, d.h. eine Betrachtung z.B. der Seengruppe 10.1 in der TP-Klasse kleiner 35 µg/L umfasst auch die "sehr guten" Seen, welche die Verteilung stark beeinflussen können. Da mit diesem Boxplot kleiner 35 µg/L insbesondere die G/M-Grenze begründet werden soll, kann sich ein hoher Anteil von "sehr guten" Seen z.B. bei strenger Einhaltung des 75Perzentil-Kriteriums (s. oben) störend auf die Grenzwert-Findung auswirken, wie z.B. bei Seetyp13 (s. Kap. 5.2.5). Diese Auswertungs- und Darstellungsform soll dennoch mitgeführt werden, da die G/M-Grenzen des TP für alle weniger belasteten Seen der entsprechenden TP-Klasse dennoch zutreffen sollen.

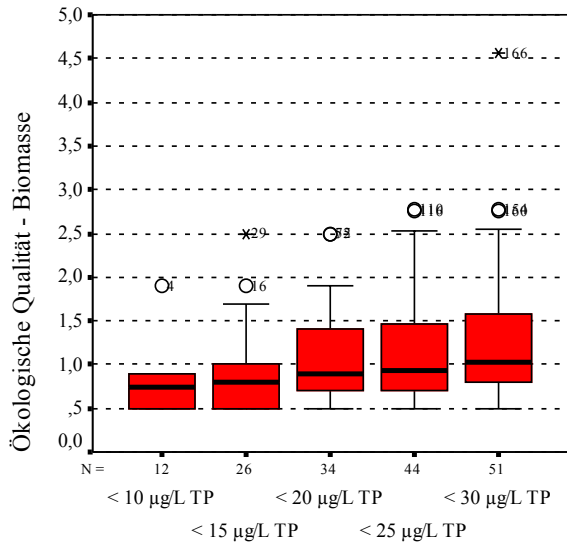
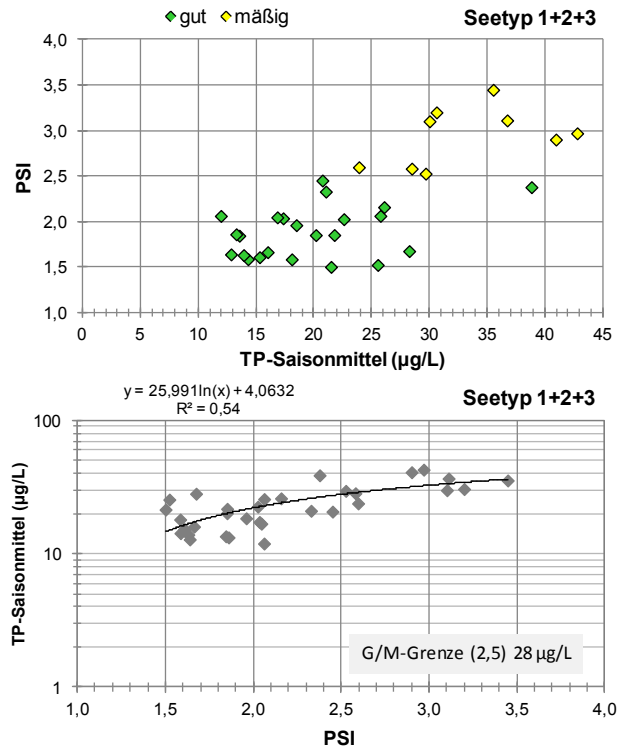
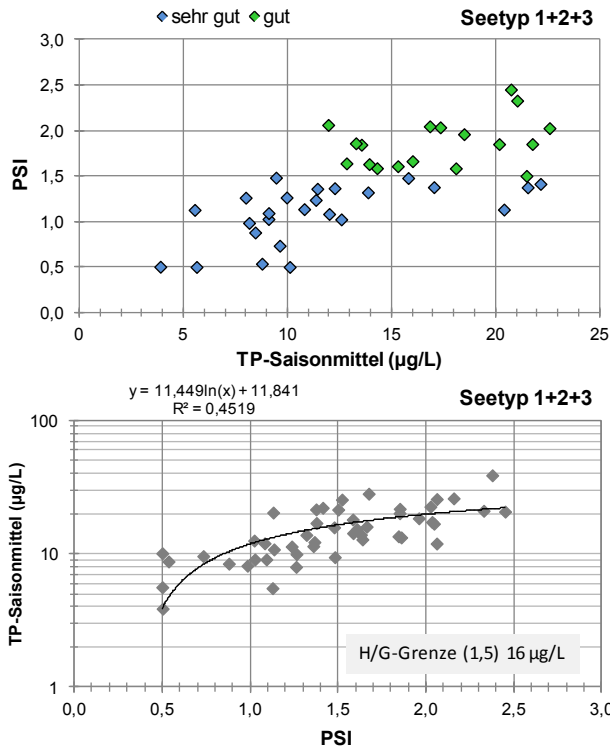
3. Für die Seenjahre mit **ÖZK "sehr gut" (H-Seen)** und **"gut" (G-Seen)** werden für jeden Seetyp das **75-** und **95Perzentil** des TP-Saisonmittels berechnet und in der Tabelle aufgeführt.

4. Gemäß der Trophie-Indices der ÖZK-Grenzen (s. Kap. 2.4) können aus der überarbeiteten **Trophie-Klassifizierung** die **zugehörigen TP-Saisonmittelwerte** angegeben werden. Die entsprechenden Werte wurden den Index-Zuordnungstabellen (Tabelle 77 bis **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) entnommen. Wenn ein Seetyp in zwei Seegruppen der Trophieklassifizierung vertreten ist, sind auch zwei Werte angegeben. Z.B. treten in den geschichteten MG-Typen 5, 7, 8 und 9 sowohl natürliche Seen als auch Talsperren auf, deren Trophieklassifizierung etwas unterschiedlich verläuft (s. Tabelle 30).

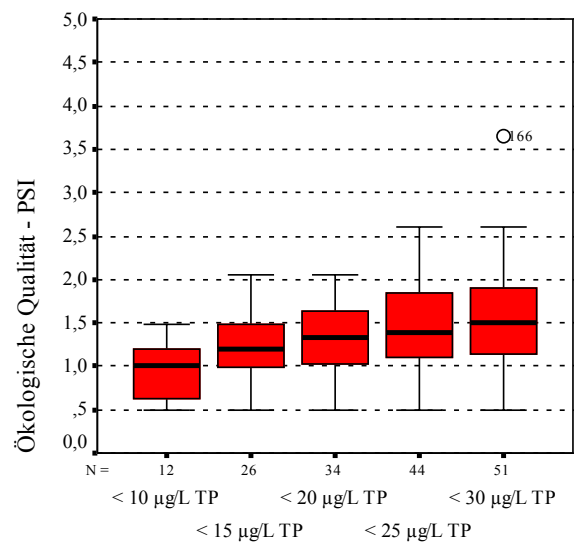
5. Des Weiteren wurden **Regressionsanalysen** zur Ermittlung von H/G- und G/M-Grenzwerten herangezogen. Hierzu wurde folgende Datenselektion durchgeführt: Für die Ableitung der H/G-Grenze wurden nur die nach PSI "sehr guten" und "guten" Seen geplottet, für die G/M-Grenze analog nur die "guten" und "mäßigen" Seen. Die Datenauswahl ist durch die Beeinflussung der Regressionsergebnisse durch Ausreißer und die starke Streuung in den trophischen Randbereichen gut begründet.

In den "Auswertetabellen" (Tabelle 46 bis Tabelle 59) sind alle gewonnenen Anhaltspunkte oder Werte sowie die bisher veröffentlichten Grenzbereiche (RaKon der LAWA-AO, Januar 12) eingetragen. Aus allen Indizien wird ein Ergebnis für die Grenzbereiche abgeleitet.

5.2.1 Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen



Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

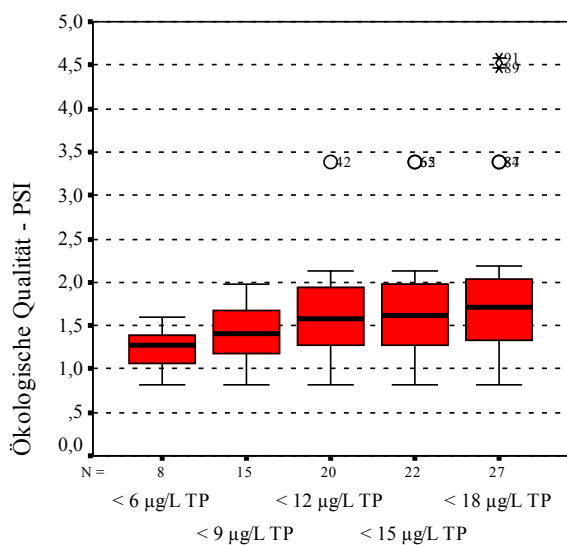
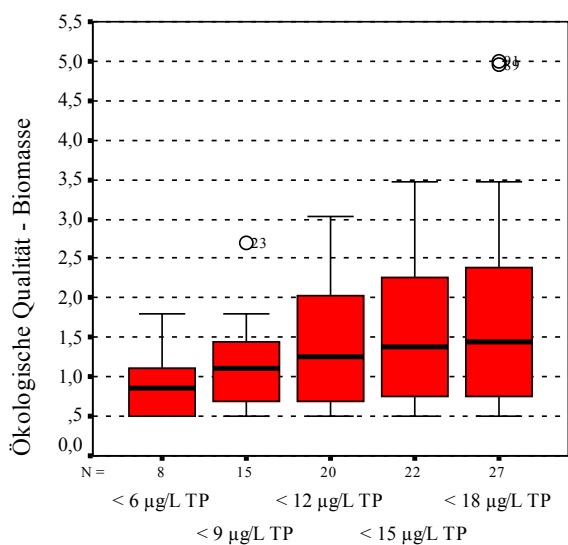
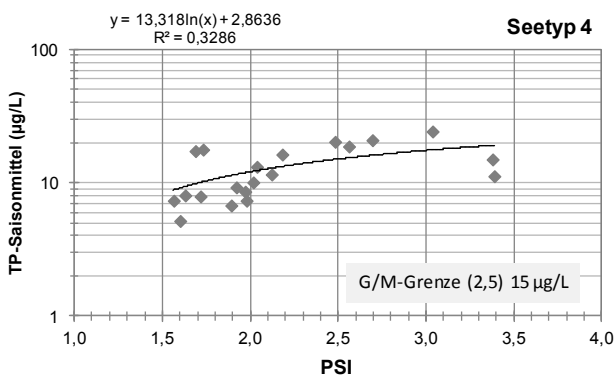
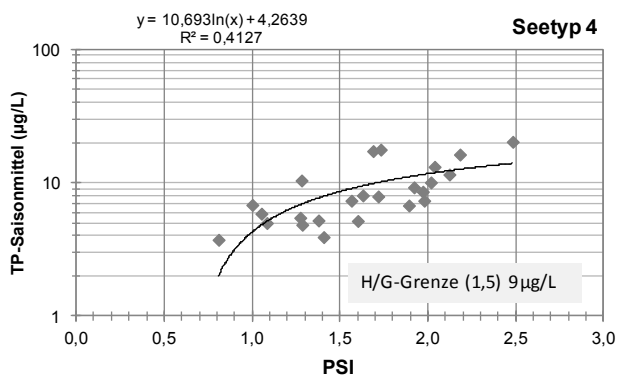
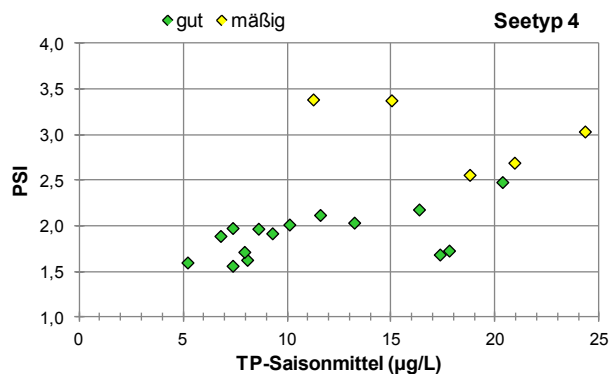
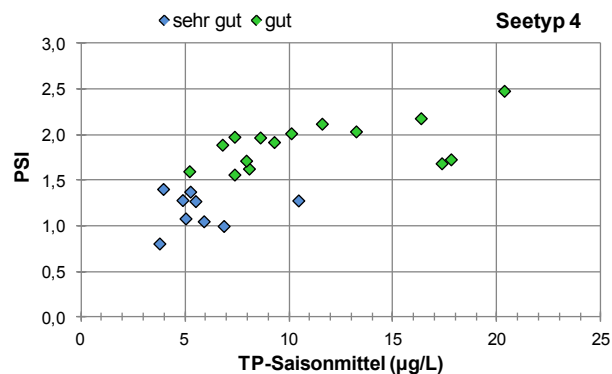


Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

Tabelle 46: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 1+2+3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	17	15/20	13/21	14/15	16	28	30	23/27	24/26	28
Untere Grenze	12	10				24	25			
	bisher:	10-15		(neu: 10-16)		bisher:	20-26		(neu: 23-28)	

5.2.2 Geschichtete Alpenseen



Phytoplankton-Seetyp 4

Phytoplankton-Seetyp 4

Tabelle 47: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 4	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,25)	Wert aus ln-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re-gression
Obere Grenze	11	9	6/--	8	9	18	--	16/19	14	15
Untere Grenze	5	6				11	12			
	bisher:	6-8	(neu: 6-9)			bisher:	9-12	(neu: 10-15)		

5.2.3 Geschichtete Mittelgebirgsseen

Seetyp 5+8 – geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet

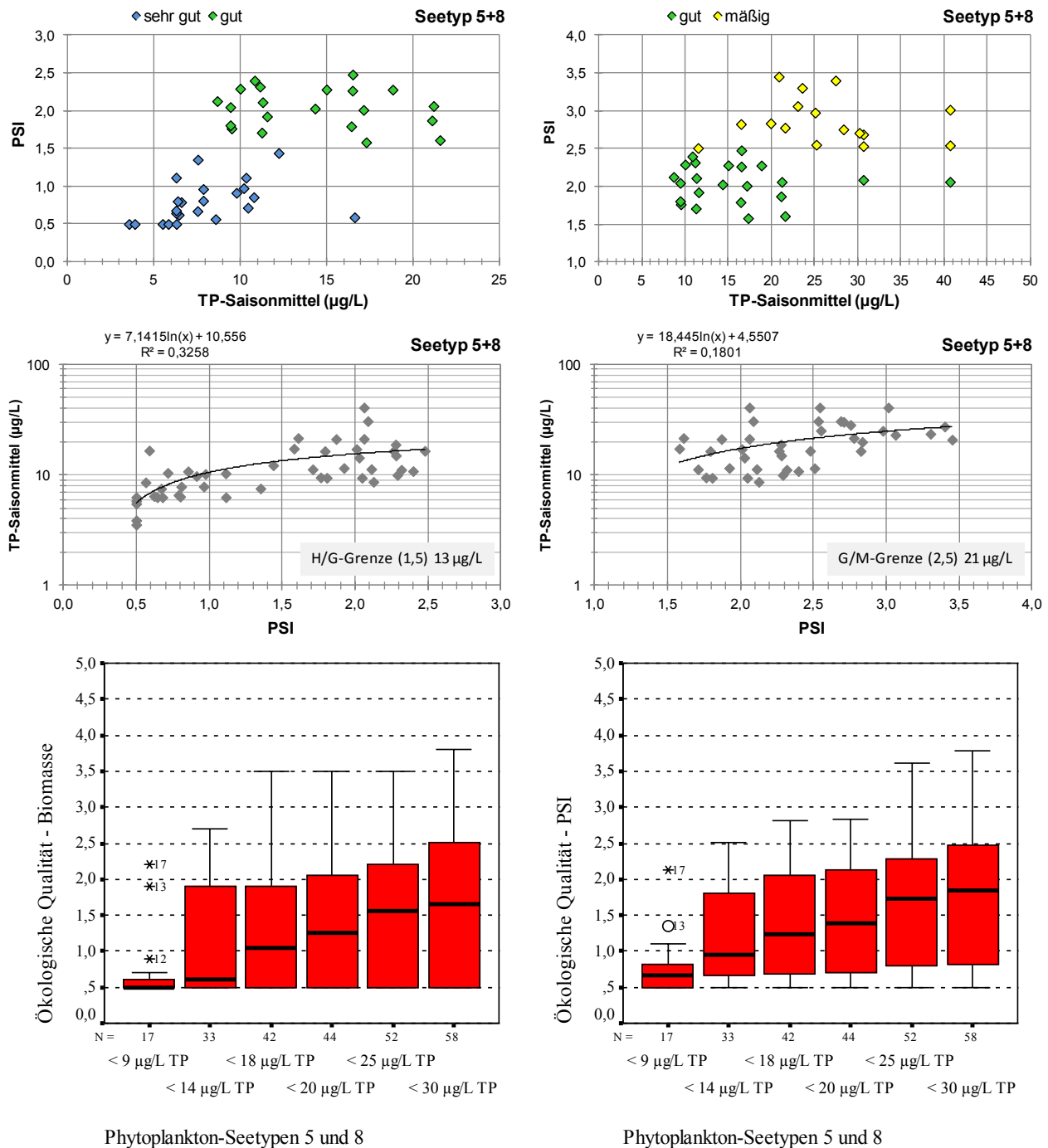
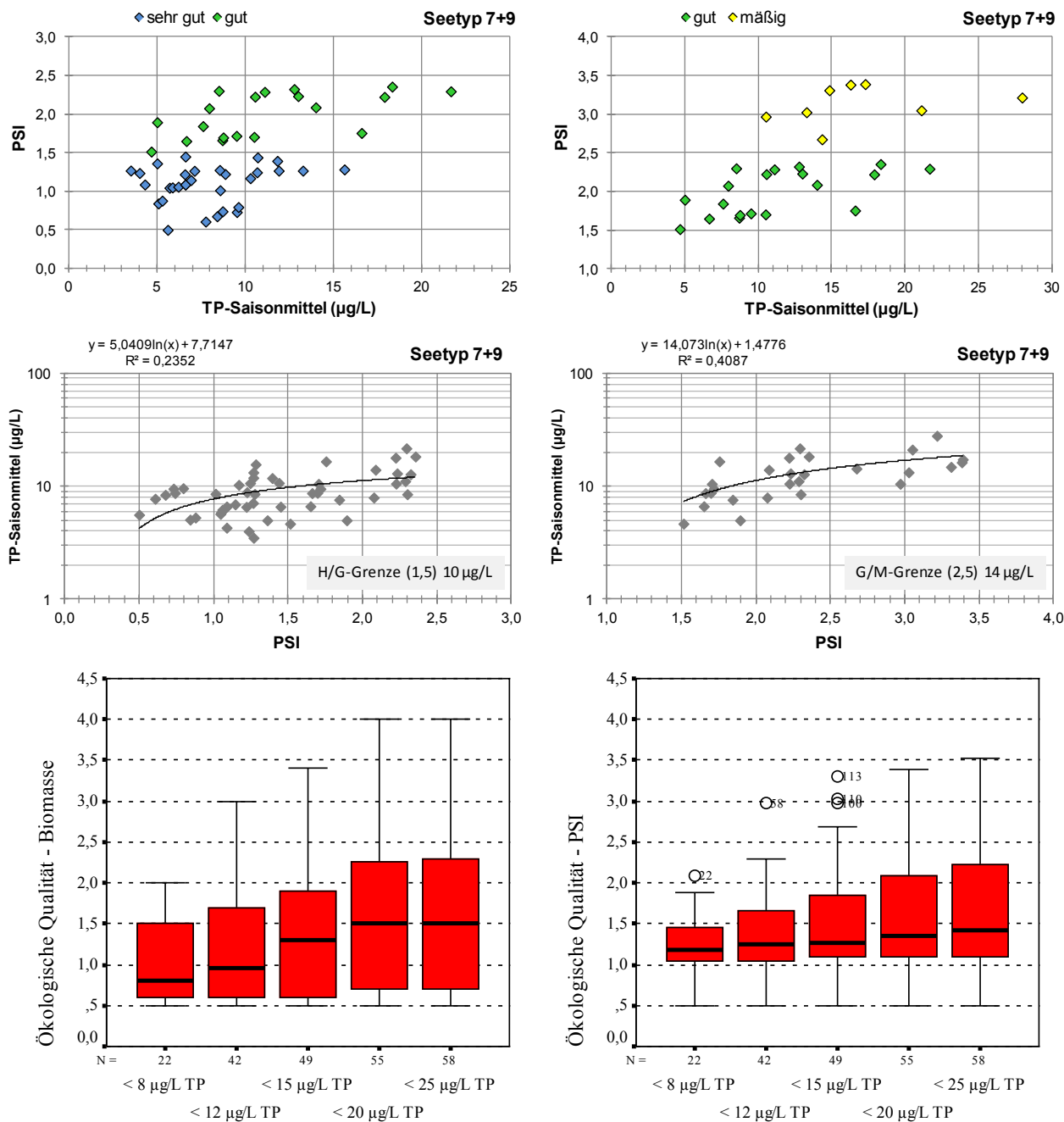


Tabelle 48: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 5+8	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	12	(14)	10/12	12/14	13	22	25/30	19/27	20/24	21
Untere Grenze	8	9				16	20			
	bisher:	9-14		keine Änderung	bisher:	18-25		keine Änderung		

Seetyp 7+9- geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

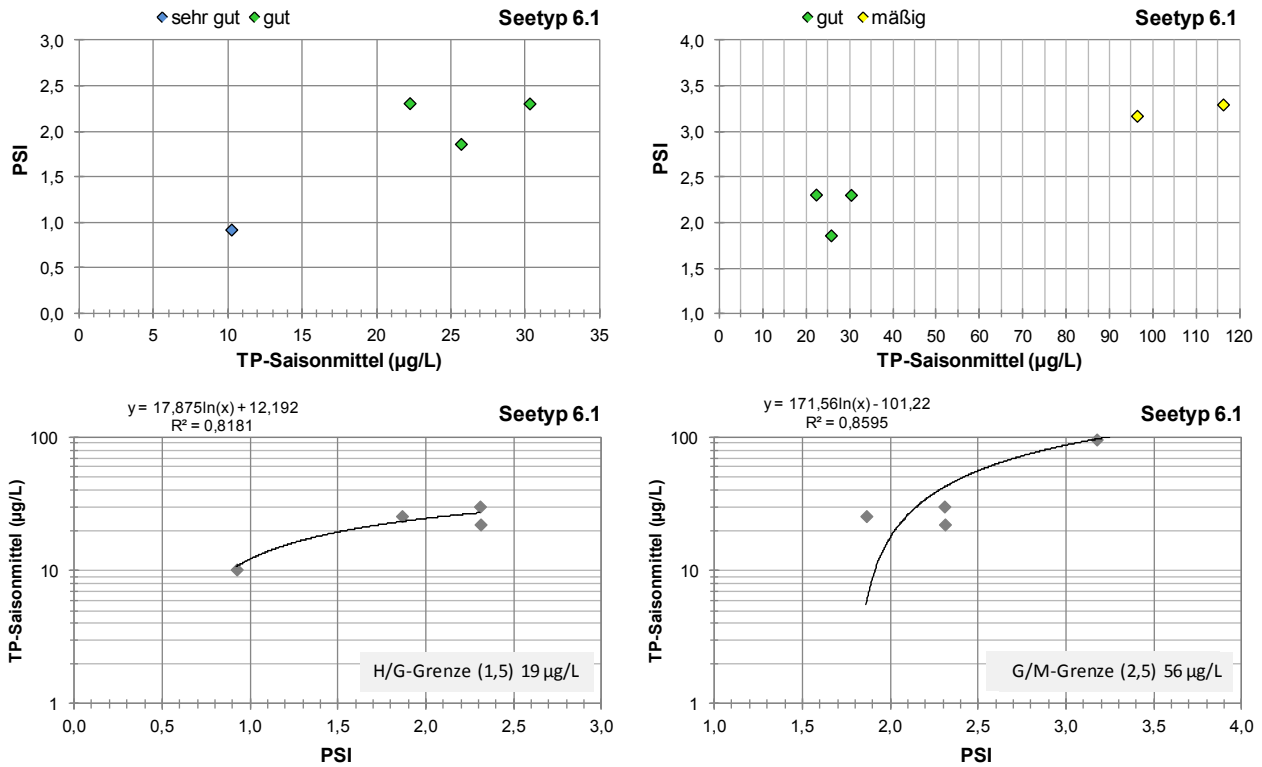
Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

Tabelle 49: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. TI = Trophie-Index neu.

Typ 7+9	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,5)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,0)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	13	12	10/12	10/11	10	18		14/18	16/18	14
Untere Grenze	5	8				11				
	bisher:	8-12	keine Änderung			bisher:	14-20	keine Änderung		

5.2.4 Polymiktische Mittelgebirgsseen

Seetyp 6.1 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet

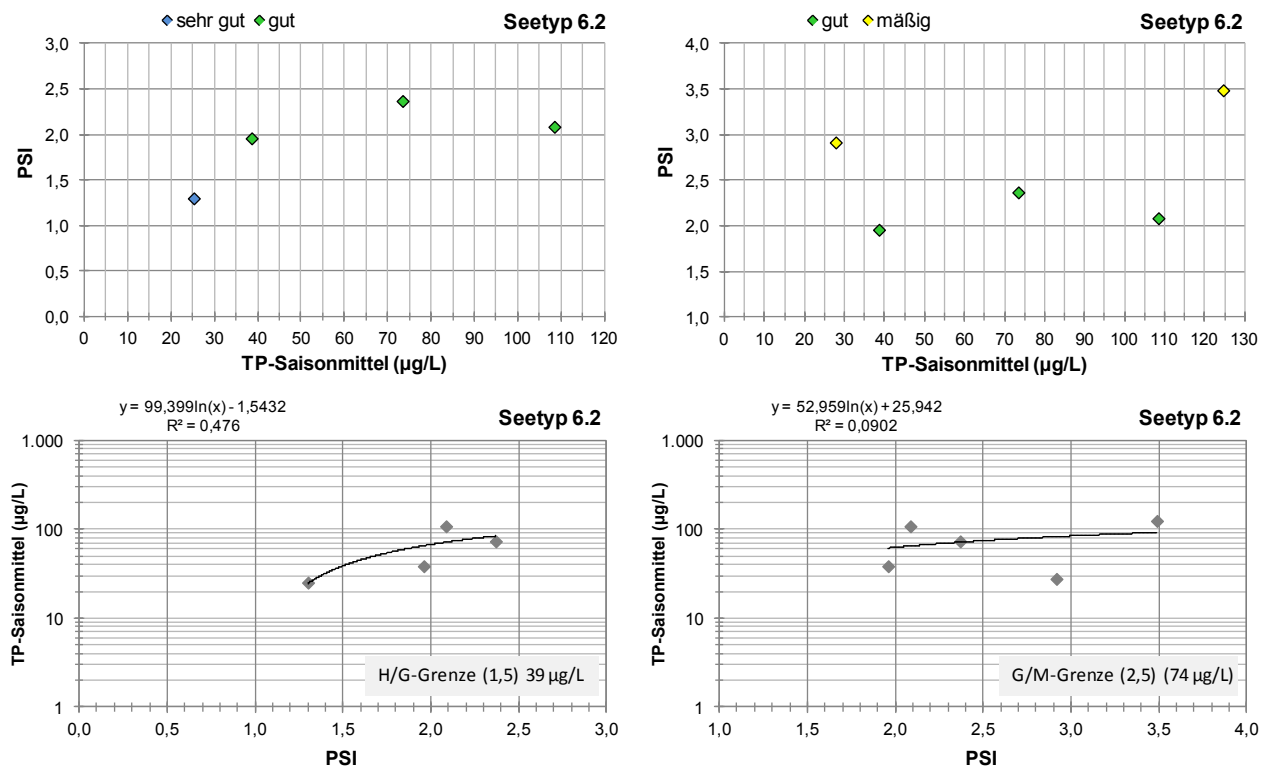


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 50: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht plausibel und deshalb gar nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	(22)		--	24/25	(19)	(95)		--	39/40	(56)
Untere Grenze	(10)					(30)				
	bisher:	18-25		keine Änderung	bisher:	30-45		keine Änderung		

Seetyp 6.2 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit mittel-großem Einzugsgebiet

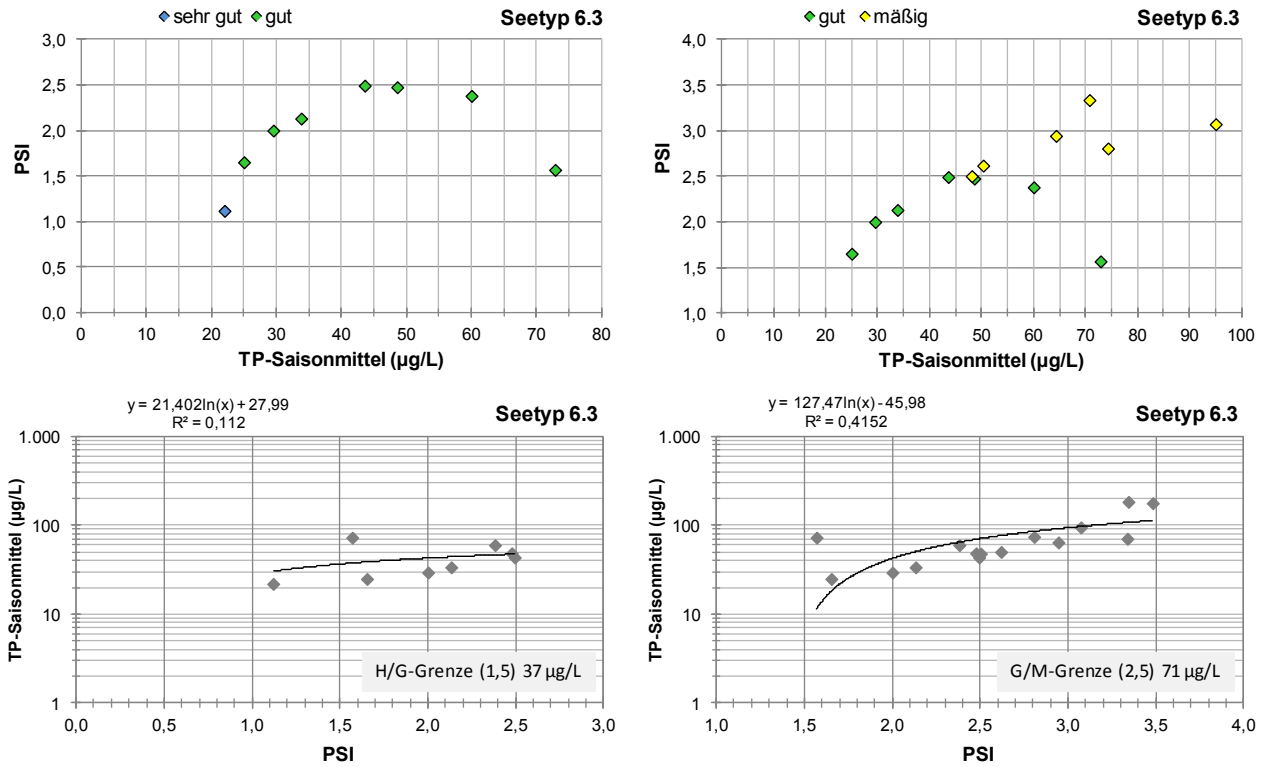


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 51: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht plausibel und deshalb gar nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,5)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,0)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	(40)		--	30/31	(39)	(40)		--	50/52	(74)
Untere Grenze	(25)					(25)				
	bisher:	25-35		keine Änderung		bisher:	40-55		neu: 35-50	

Seetyp 6.3 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

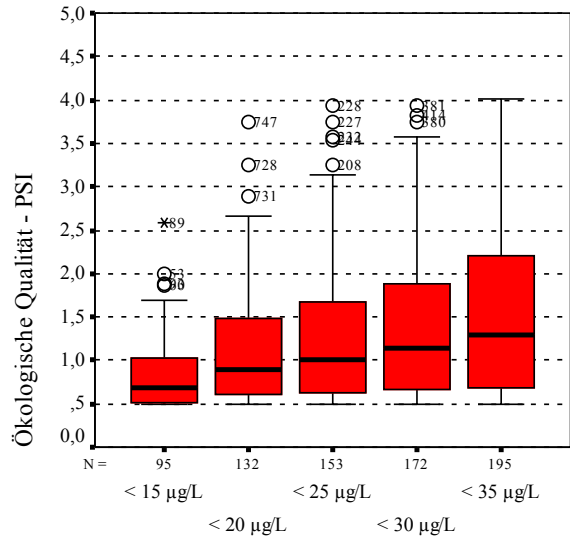
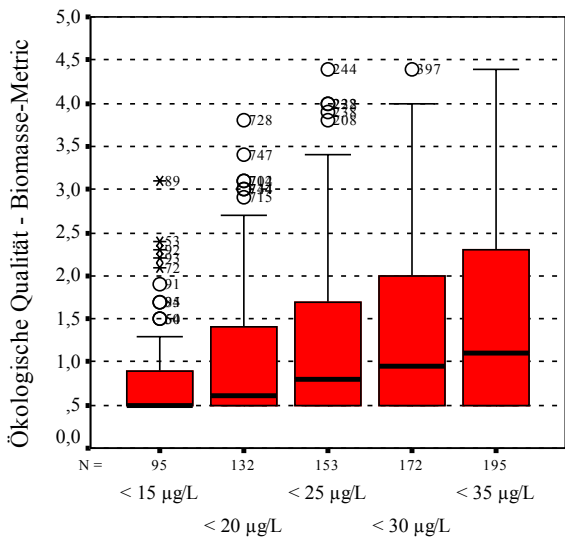
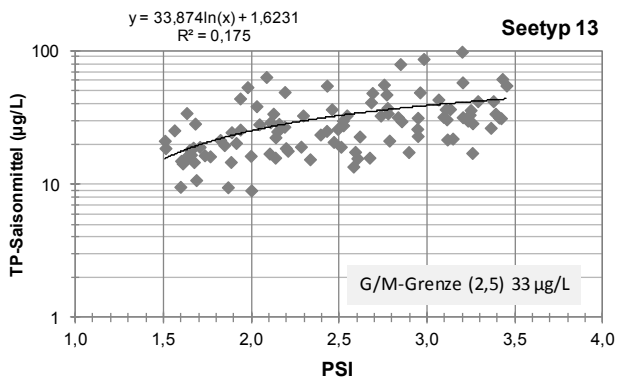
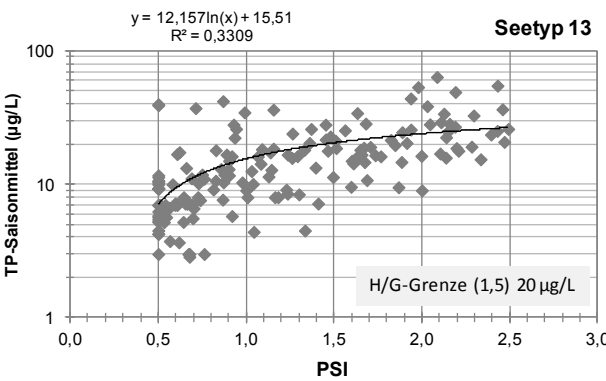
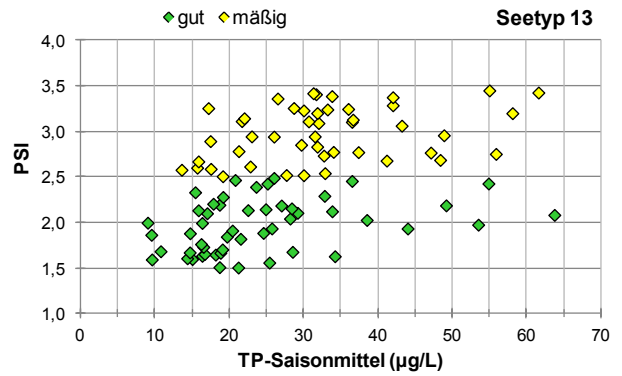
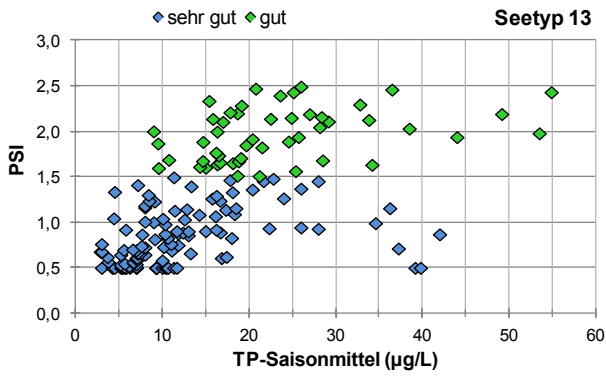
hier einige Flusseen, mit Verweilzeit- und Lichtlimitation

Tabelle 52: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,25)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	25		60/--	39/40	37	60		--	64/67	71
Untere Grenze	22					50				
	bisher:	30-40		keine Änderung		bisher:	45-70		keine Änderung	

5.2.5 Geschichtete Tieflandseen

Seetyp 13 - geschichtete Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



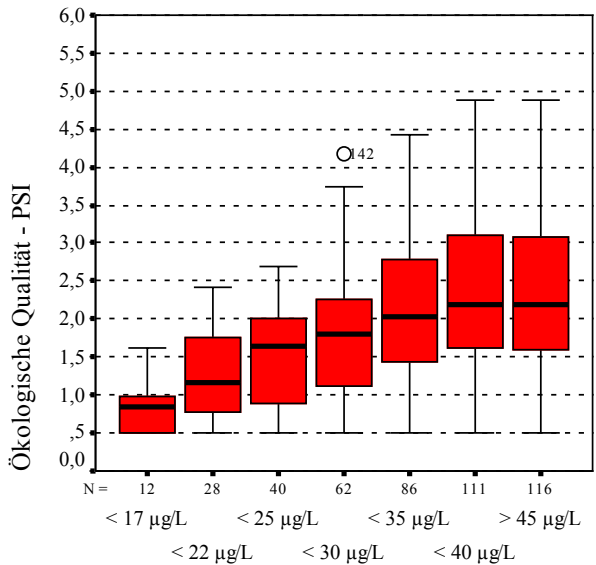
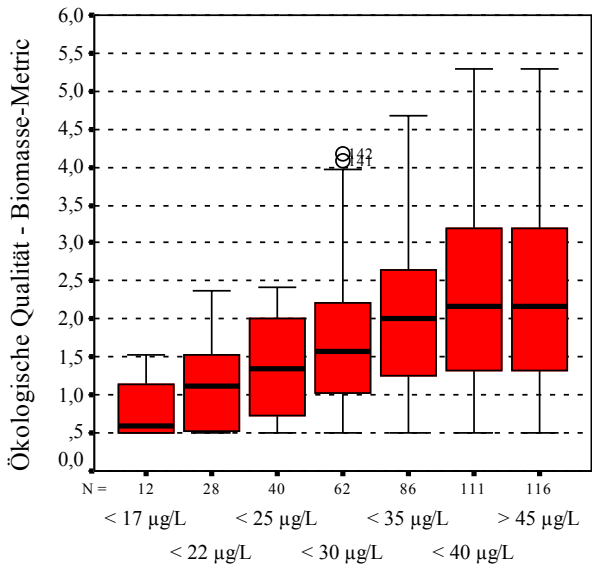
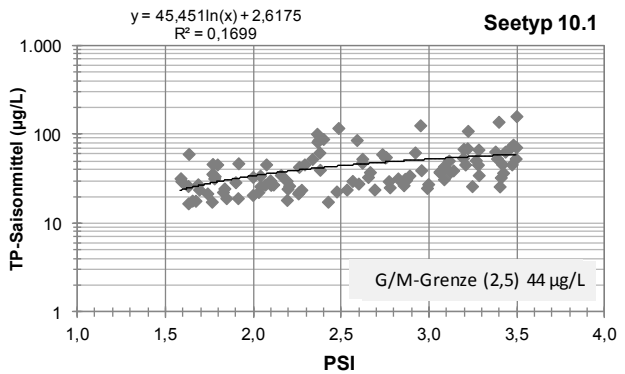
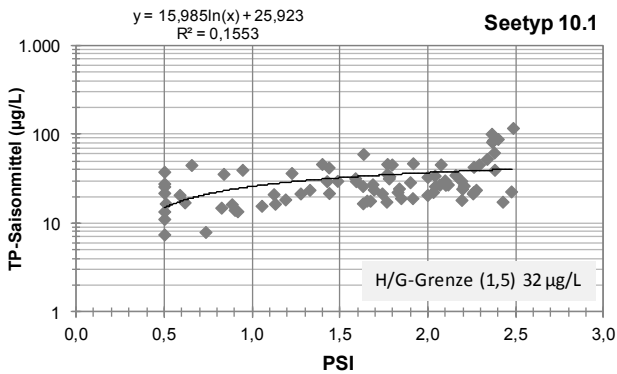
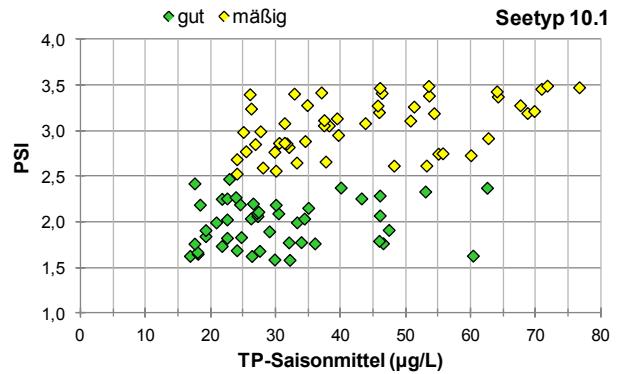
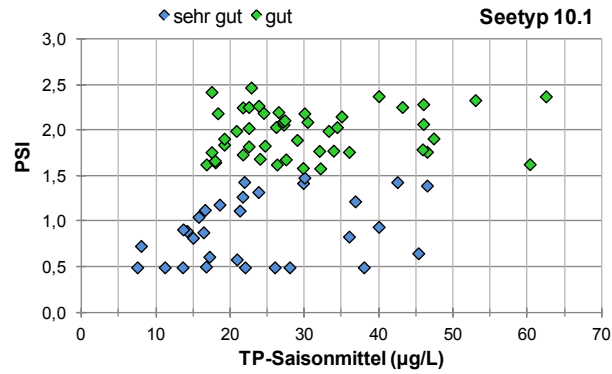
Phytoplankton-Seetyp 13

Phytoplankton-Seetyp 13

Tabelle 53: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 13	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re-gression
Obere Grenze	30	20	16/23	18	20	35	35	28/43	27	33
Untere Grenze	10	15				15	--			
	bisher:	15-25		neu: 15-22		bisher:	25-35	neu:	keine Änderung	

Seetyp 10.1 – geschichtete Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



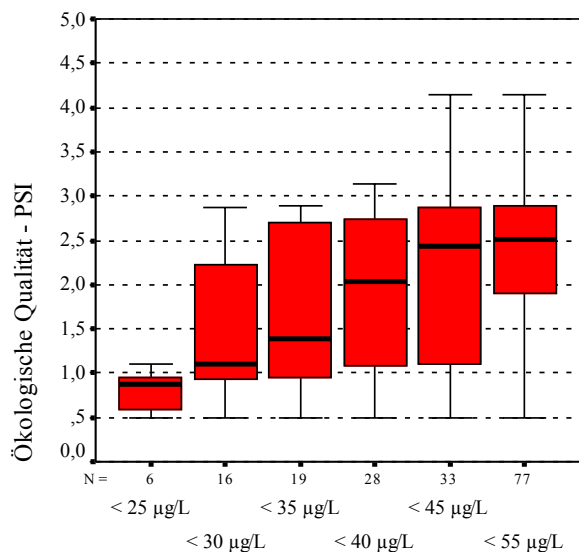
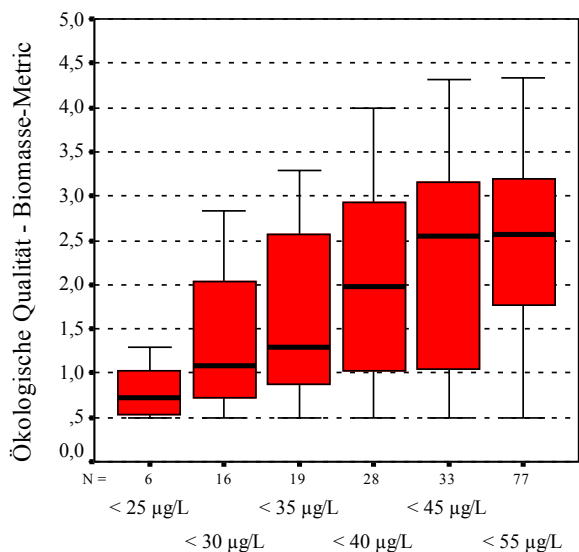
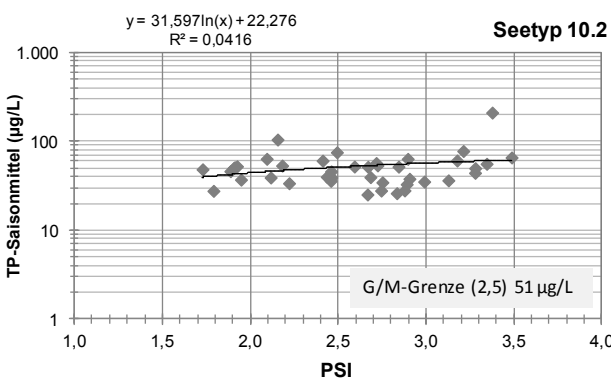
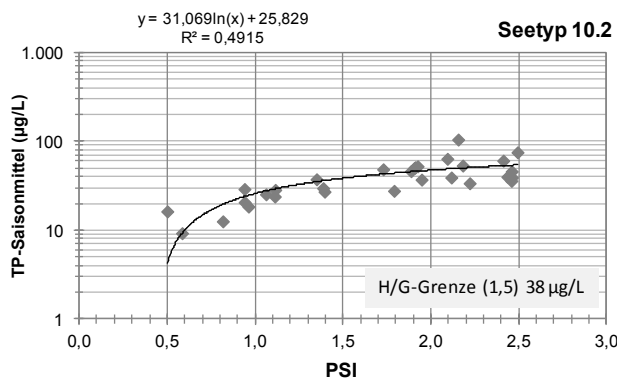
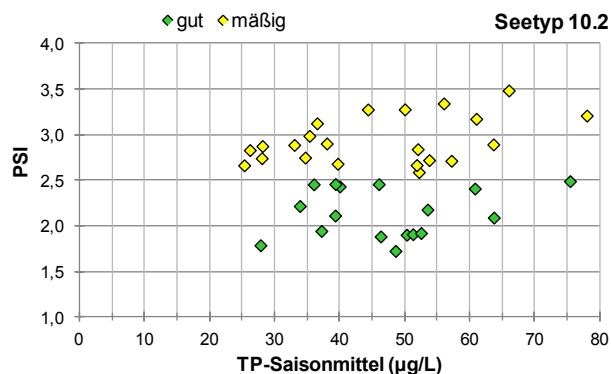
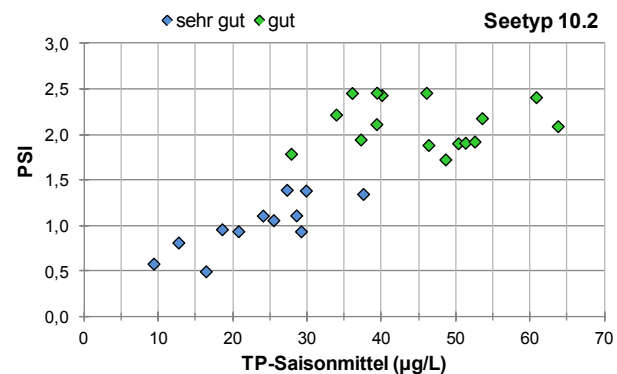
Phytoplankton-Seetyp 10.1

Phytoplankton-Seetyp 10.1

Tabelle 54: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,0)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,5)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	30	21	32/42	22	32	35	35	45/77	34	44
Untere Grenze	15	17				25	25			
	bisher:	20-35		neu: 17-25		bisher:	35-45		neu: 25-40	

Seetyp 10.2 – geschichtete Tieflandseen mit sehr großem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 10.2

Phytoplankton-Seetyp 10.2

Tabelle 55: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re-gression
Obere Grenze	30	--*	29/35	27	38	55	45	55/78	43	51
Untere Grenze	25	25				30	35			
	bisher:	25-40		neu: 20-30	bisher:	40-55		neu: 30-45		

5.2.6 Polymiktische Tieflandseen

Seetyp 14 – polymiktische Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet

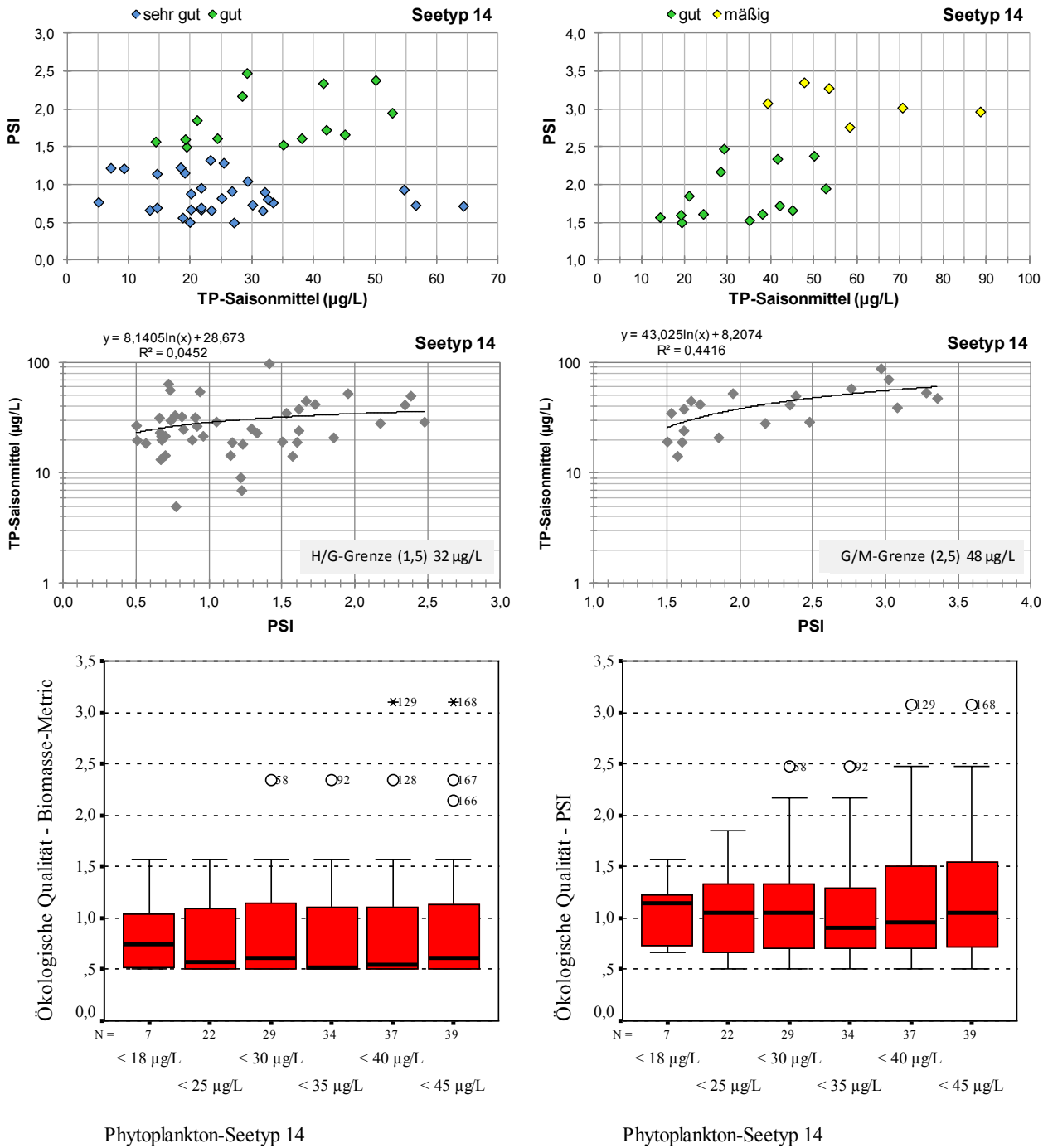
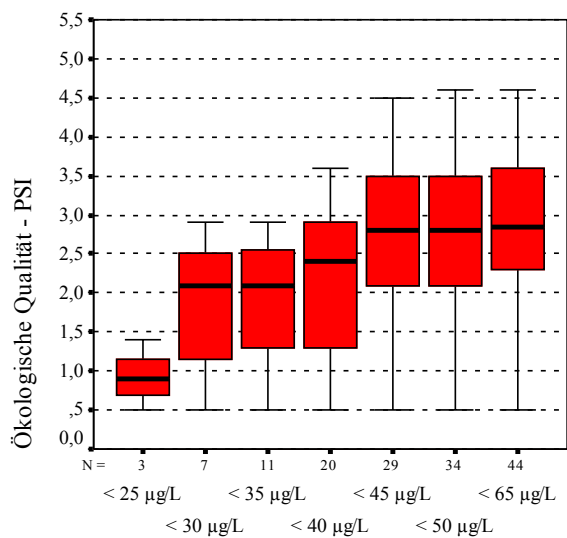
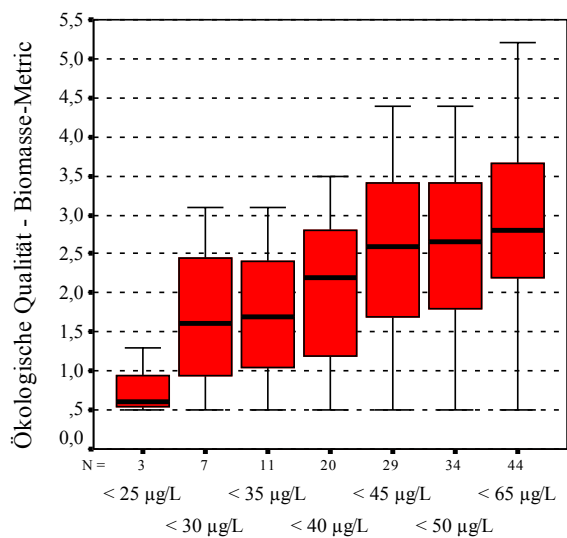
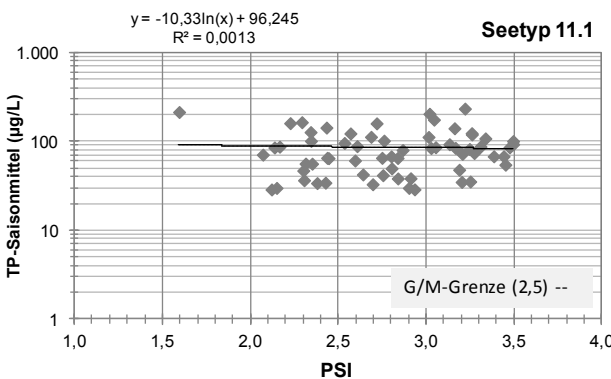
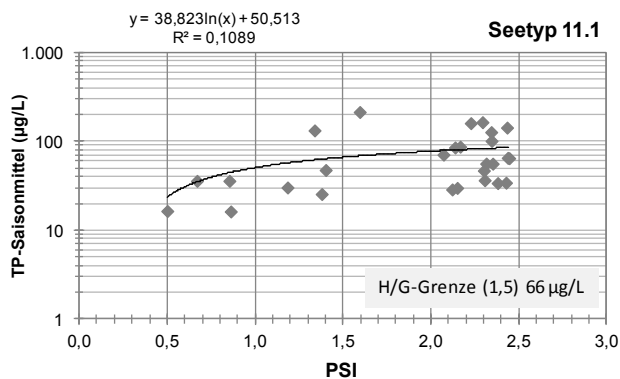
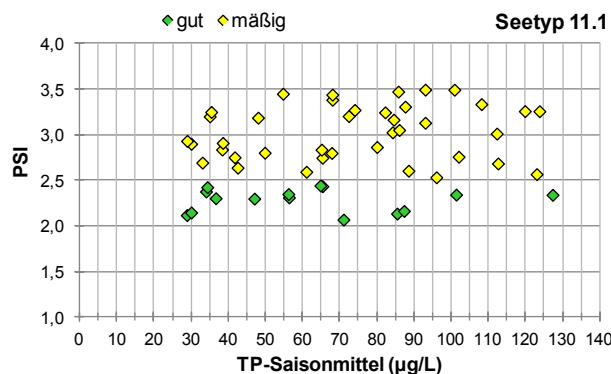
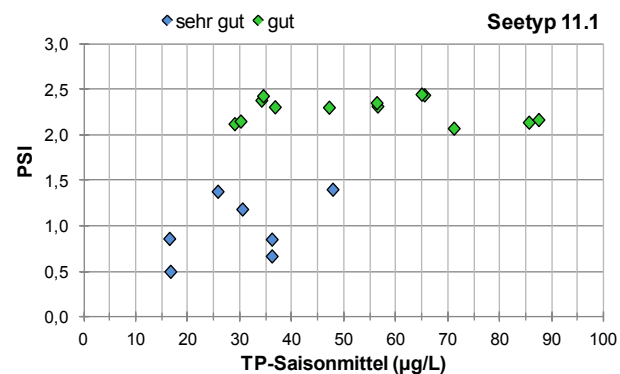


Tabelle 56: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 14	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	35	--	32/56	25	32	55	--	43/51	39	48
Untere Grenze	18	--				40	--			
	bisher:	20-35		neu: 20-30		bisher:	40-60		neu: 30-45	

Seetyp 11.1 – polymiktische Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



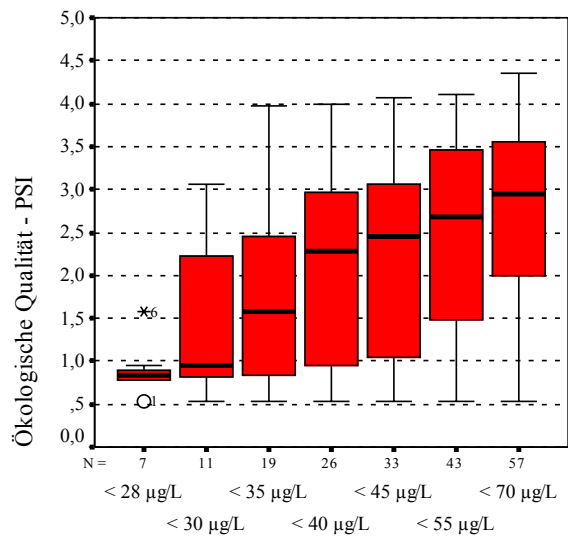
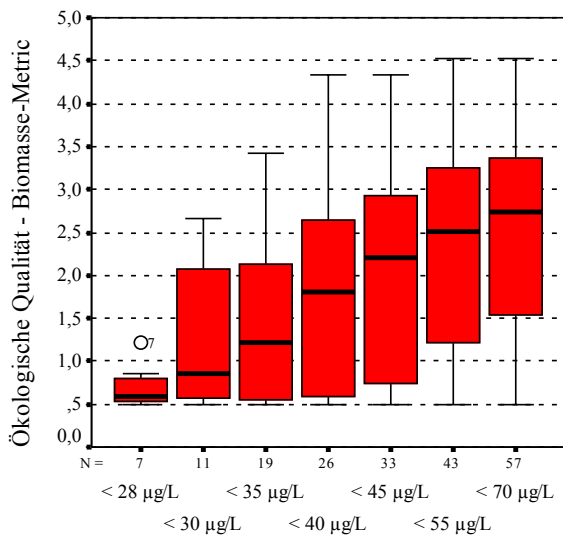
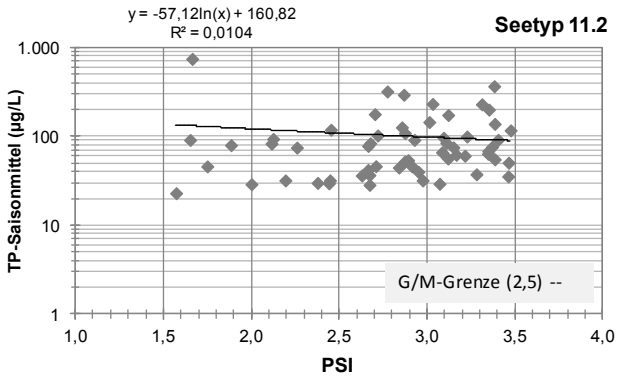
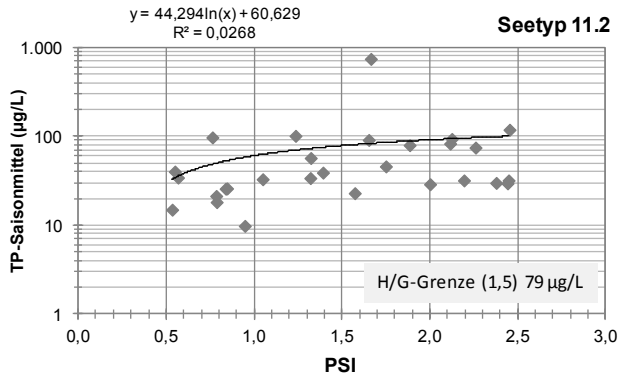
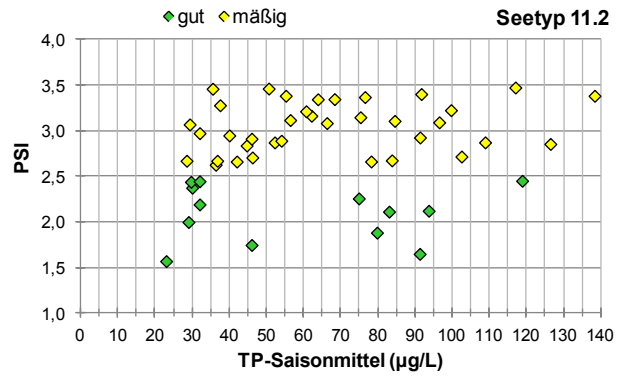
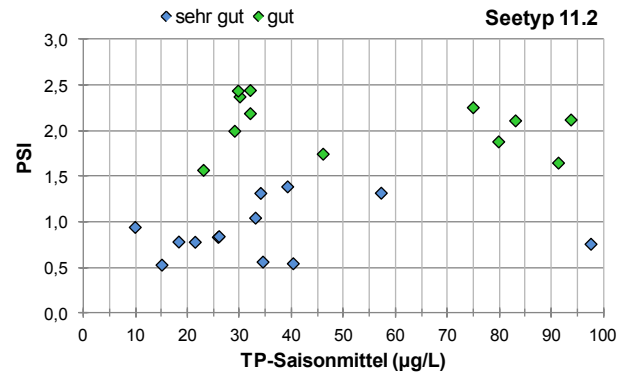
Phytoplankton-Seetyp 11.1

Phytoplankton-Seetyp 11.1

Tabelle 57: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,5)	Wert aus ln-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,0)	Wert aus ln-Re-gression
Obere Grenze	40	(30)	45/--	31	66	70	40	127/165	50	--
Untere Grenze	30	25				30	35			
	bisher:	25-45		neu: 25-35		bisher:	45-65		neu: 35-45	

Seetyp 11.2 – polymiktische Tieflandseen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m



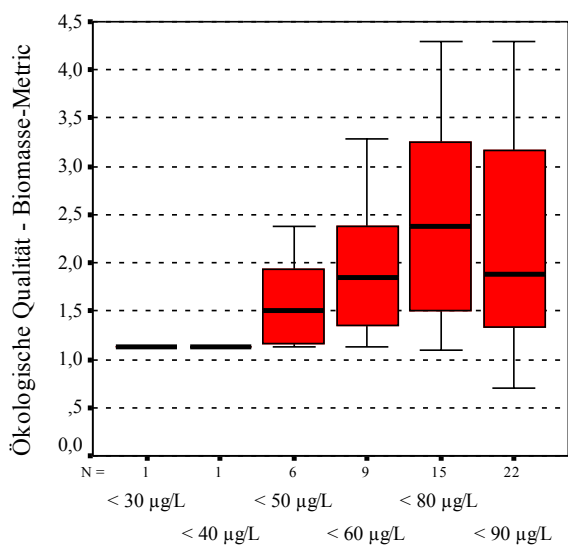
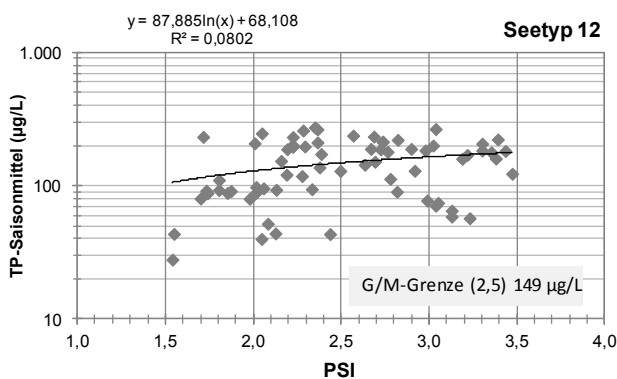
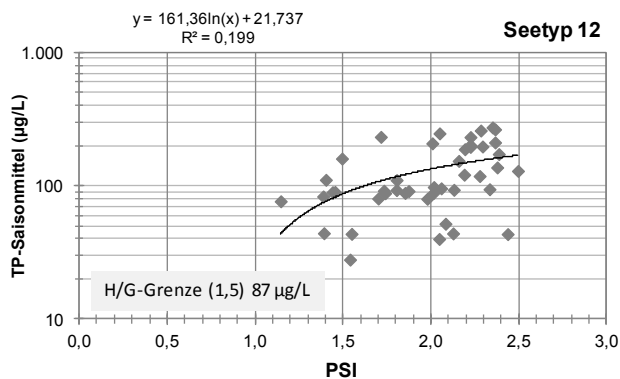
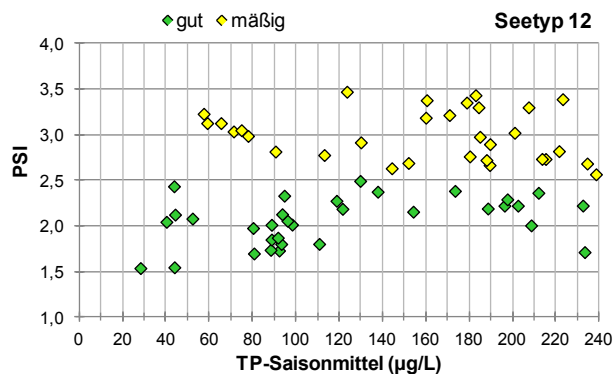
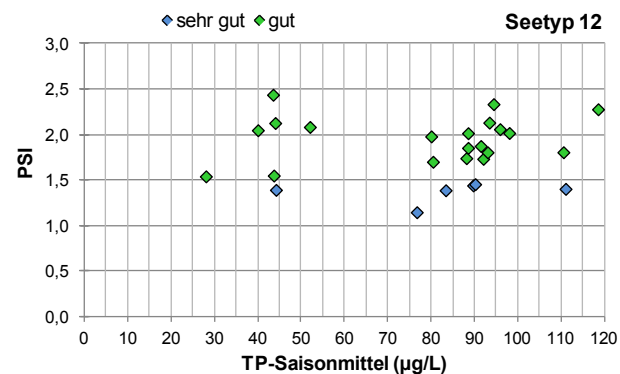
Phytoplankton-Seetyp 11.2

Phytoplankton-Seetyp 11.2

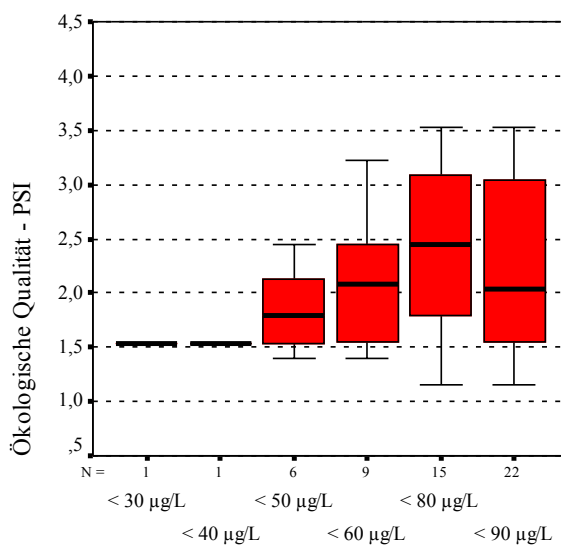
Tabelle 58: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (2,75)	Wert aus In-Re-gression	Streu-diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,25)	Wert aus In-Re-gression
Obere Grenze	40	35	45/100	39	79	45	45	92/432	64	--*
Untere Grenze	30	28				25	35			
	bisher:	30-45		neu: 28-35		bisher:	45-70		neu: 35-55	

Seetyp 12 – Flusseen mit einer mittleren Wasserverweilzeit zwischen 3 und 30 Tagen



Phytoplankton-Seetyp 12



Phytoplankton-Seetyp 12

Tabelle 59: Ergebnisse der TP-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen, Übergangsbereiche bisher und ggf. Veränderung. Rot unterlegt = nicht berücksichtigt; TI = Trophie-Index neu.

Typ 12	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in µg/L)				
	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (H-Seen)	TPSais aus TI (3,0)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	TP 75/95Perz. (G-Seen)	TPSais aus TI (3,5)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	(45)	50	111/--	50	87	100	90	200/250	82	149
Untere Grenze	30	--				60	60			
	bisher:	40-60		neu: 40-50		bisher:	60-90		keine Änderung	

5.3 Erläuterungen zur Prüfung der TP-H&O-Werte

Die Notwendigkeit der Anwendung verschiedenster Methoden zur Grenzwert-Ableitung ergibt sich aus dem Befund, dass sich keine Methode durchgehend für alle Seetypen als sinnvoll erwies. So zeigen die Streudiagramme oft sehr große Überlappungsbereiche, da in einigen Seen höherer Trophie andere Limitationen des Phytoplanktons wirksam sind und eine Biomassenentwicklung verhindern, was zu einer relativ guten Bewertung mit dem PSI führt. Dies ist v.a. bei den eutropheeren Seetypen regelmäßig der Fall (s. z.B. Kap. 5.2.6). Die beschriebenen Befunde stören ebenso die Quantil-Analysen. Hier werden insbesondere bei den polymiktischen Seen oft unplausibel hohe Werte erreicht, da einige Seen mit hohen TP-Werten relativ geringe Biomassen aufweisen und deshalb in der Gruppe der "guten" Seen mit analysiert werden.

Auch die Regressionsanalysen sind vor allem bei den im Referenzzustand eutropheren Seetypen oft derart stark von der Variabilität der Befunde beeinflusst, dass deren Ergebnisse nicht in die Grenzwertfindung eingehen können (z.B. G/M-Regressions-Abbildungen der Seetypen 11.1 und 11.2).

Durch die Konzeption der Seentypologie mit zunehmender Höhe der Referenztrophie (s. Kap. 2.4) sind entsprechend zunehmend höhere TP-Grenzwerte plausibel. Dies wurde bei der Festlegung der Grenzbereiche ebenfalls berücksichtigt, da die abgeleiteten TP-Werte diese Gesetzmäßigkeit in manchen Fällen nicht widerspiegelten z.B. im Vergleich des Typs 14 mit Typ 11.1 (s. Kap. 5.2.6).

Seetypen mit gleicher Referenztrophie, wie dies u.a. für den MG-Typ 6.3 und 11.2 der Fall ist, weisen teilweise voneinander abweichende H&O-Werte auf. Im Falle des Seetyps 6.3 trifft dies im Besonderen zu, da dieser zahlreiche schnell durchflossene, meist flache MG-Talsperren enthält, deren Phytoplankton-Entwicklung analog zu den Flusseen im Tiefland maßgeblich durch die Verweilzeit gesteuert wird. Aus diesem Grund ergeben sich für den Typ 6.3 TP-Grenzbereiche, die zwischen den entsprechenden TL-Typen 11.2 und 12 zu liegen kommen.

5.4 H&O-Werte für Gesamtphosphor sowie Vergleich mit den TP-Zielwerten des Projekts NITROLIMIT

Die im Kap. 5.2 erarbeiteten Übergangsbereiche sind in der Tabelle 60 zusammengestellt. Für die Seetypen der Alpen und Voralpen (Typ 1-4) wurde in den Kap. 5.2.1 und 5.2.2 sowie in der Tabelle 60 (dunkelrote Zahlen in Klammern) ein Änderungsbedarf vermerkt. In der vorliegenden H&O-Wert-Aktualisierung sollen diese jedoch noch nicht zum Zug kommen, da für das Alpen und Voralpen-Modul des PSI-Bewertungsverfahrens im LAWA-Folgeprojekt eine eingehende Prüfung geplant ist und sich noch Änderungen ergeben könnten. Der polymiktische Alpen- und Voralpen-Seetyp 1 ist relativ schlecht im Datensatz repräsentiert, die Werte sind deshalb noch in Klammern gesetzt.

Tabelle 60: Ergebnisse der H & O-Wert-Prüfung und Anpassung sowie Vergleich mit den im Projekt NITROLIMIT für natürliche Seen ermittelten "Zielwerten" für den "guten" Zustand (DOLMAN & WIEDNER 2013). Sortierung der Seetypen nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztrophie im Trophiespektrum (s. Tabelle 5). BV = Gesamtbiovolumen Phytoplankton. (Dunkelrote Zahlen: ggf. Änderungsbedarf jedoch weitere Prüfung erforderlich.)

Ökoregion	Seetyp Phytoplankton	Grenzbereiche Gesamtphosphor Saisonmittel (µg/L)		Zielwerte für den "guten" Zustand nach NITROLIMIT PSI-/ BV-Ableitung
		"sehr gut/gut" H/G-Grenze	"gut/mäßig" G/M-Grenze	"gut/mäßig" G/M-Grenze
Alpen	4	6-8 (6-9)	9-12 (10-15)	
Voralpen	2+3	10-15 (10-16)	20-26 (23-28)	
Alpen, Voralpen	1	(10-15) (10-16)	(20-26) (23-28)	
Mittel- gebirge	7+9	8-12	14-20	
	5+8	9-14	18-25	
	6.1	18-25	30-45	
	6.2	25-35	35-50	
	6.3	30-40	45-70	
Nord- deutsches Tiefland	13	15-22	25-35	23/31
	10.1	17-25	25-40	22/26
	10.2	20-30	30-45	29/26
	14	20-30	30-45	33/44
	11.1	25-35	35-45	35/36
	11.2	28-35	35-55	41/44
	12	40-50	60-90	66/65

Im derzeit laufenden BMBF-Forschungsprojekts NITROLIMIT (Verbundforschungsprojekt ausgeführt von u.a. BTU Cottbus, IGB Berlin, BfG), welches sich im Schwerpunkt mit Stickstofflimitation in Binnengewässern beschäftigt, wurden mit einer anderen Methode ebenfalls TP-Obergrenzen des "guten" Zustands für die Seetypen des Tieflandes ermittelt. Die ermittelten Grenzwerte werden von den Autoren als "Zielwerte" ("targets") bezeichnet und beziehen sich ausschließlich auf natürli-

che Seen des Tieflands. Als Prüfgröße verwendeten DOLMAN & WIEDNER (2013) den Parameter Phytoplanktonbiovolumen mit den im PhytoSee-Verfahren festgelegten Zustandsklassengrenzen sowie den PhytoSee-Gesamt-Index (PSI). Aus den Datensätzen (373 Seenjahren) der NITROLIMIT-Seen-Datenbank wurden nur diejenigen Jahrgänge für die TP-Zielwert-Analysen (Regressionen) ausgewählt, in welchen vorwiegend P-Limitation vorlag. Die Analyse bezog sich ausschließlich auf natürliche Seen. Die Zielwerte stellen Konzentrationsgrenzen (im Saisonmittel) dar, deren Einhaltung für mindestens 50% der Seen des entsprechenden Seetyps einen "guten" Zustand prognostiziert.

Die Einschränkung auf P-limitierte Seen lässt etwas geringere Grenzwerte erwarten als die Auswertung im Gesamtdatensatz des Seetyps, da jedes μg TP mehr direkt in eine Biomasseantwort umgesetzt wird und im PSI eine schlechtere Bewertung verursacht. Dementsprechend ist es in hohem Maße plausibel, dass die Untergrenzen der Übergangsbereiche in der Größenordnung der NITROLIMIT-Zielwerte liegen (s. Tabelle 60).

Des Weiteren wurden Vergleiche mit Grenzwerten aus benachbarten Mitgliedsstaaten angestellt (u.a. WOLFRAM & DONABAUM 2009, F. BUZZI mündl. Mitteilung, CLAUSSEN *et al.* 2012, Bericht U. MISCHKE vom "European Workshop: Deriving Nutrient Standards for the WFD", Birmingham 19-20. Februar 2013). Die Prüfung zeigt in Bezug auf vergleichbare Seetypen keine unplausiblen Ergebnisse. Die für die deutschen Seetypen ermittelten Werte liegen im Feld der EU-Staaten in einem mittleren Bereich.

5.5 Ableitung von H&O-Werten für den Parameter Sichttiefe

Als Datengrundlage stand der aktuelle, vereinigte Datensatz deutscher Seen zur Verfügung (s. Kap. 2.1 und 2.2), in dem natürliche und KEV-Seen enthalten sind. Für jeden Seetyp wurden die jeweiligen Kalibrationsdatensätze unter Prüfung der Plausibilität der Sichttiefenmessungen zusammengestellt.

In den folgenden Kapiteln werden für jeden Seetyp oder Typgruppe auf jeweils einer Seite die Ergebnisse der Grenzwert-Ermittlung auf Basis verschiedener Methoden dargestellt. Zugunsten der Übersichtlichkeit werden die Abbildungsunterschriften weggelassen, in den Abbildungen sind jedoch die zum Verständnis wichtigen Informationen enthalten. Die aus den Abbildungen ableitbaren Anhaltspunkte zur Grenzwertfindung sind in den zusammenfassenden Tabellen am Seitenende aufgeführt. Diese enthalten noch weitere mit anderen Methoden ermittelte Indizien für die H/G- und die G/M-Grenzen.

Die Begriffe Ober- und Untergrenze sind im Zusammenhang mit dem Parameter Sichttiefe, welcher bei zunehmender Degradation fällt, verwirrend. Ober- und Untergrenze sind an die Skala der Zustandsklassen gekoppelt, d.h. die Obergrenze des Übergangsbereiches hin zum mäßigen Zustand hat einen geringen Sichttiefenwert als dessen Untergrenze.

Die Grenzen der Übergangsbereiche sind folgendermaßen zu verstehen:

→ Obere Grenze: mindestens 50% der Seen/Seenjahren, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

→ Untere Grenze: mindestens 75% der Seen/Seenjahren, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

Folgende Methoden wurden zur Ermittlung der Grenzbereiche für die Sichttiefe (ST) angewandt:

1. Die Variabilität der Verhältnisse in den Seen wird in den **Streudiagrammen** (s. Kap. 5.5.1 bis Kap. 5.5.6 jeweils oben) deutlich. Für jeden Seetyp oder Typgruppe werden jeweils zwei Abbildungen gezeigt: eine für den Übergang H/G (jeweils links oben) und eine für den Übergang G/M

(jeweils rechts oben). In den meisten Abbildungen sind die Kernzonen für die zu definierenden Übergangsbereiche auszumachen. Diese werden in der zusammenfassenden Tabelle (für jeden Seetyp jeweils unten) mit Ober- und Untergrenze der Sichttiefe eingetragen.

2. Des Weiteren wurden für Sichttiefen-Klassen von Seen **Box-Whisker-Plots** von Bewertungsergebnissen (ÖQ) angefertigt, anhand derer die Zielerreichung z.B. des "guten" Zustand bei Einhaltung einer bestimmten TP-Konzentration (im Saisonmittel) geprüft werden kann. Die Grenzbereiche für die AVA-Seetypen wurden mit den Bewertungsgrößen ÖQ Biomasse-Index (s. Kap. 2.3) und PSI (PhytoSee-Index Phytoplankton) geprüft. Für die MG- und TL-Seetypen wurde der Biomasse-Metric des PhytoSee-Verfahrens (jeweils links) und der PSI (jeweils rechts) für die Tests verwendet. Bei der Interpretation der Box-Plots muss berücksichtigt werden, dass die Klassen nach unten offen sind und in Seegruppen mit vielen "sehr guten" Seen wie z.B. beim Typ 13 diese Art der Auswertung keine Hilfe zur Grenzwertfindung darstellt.

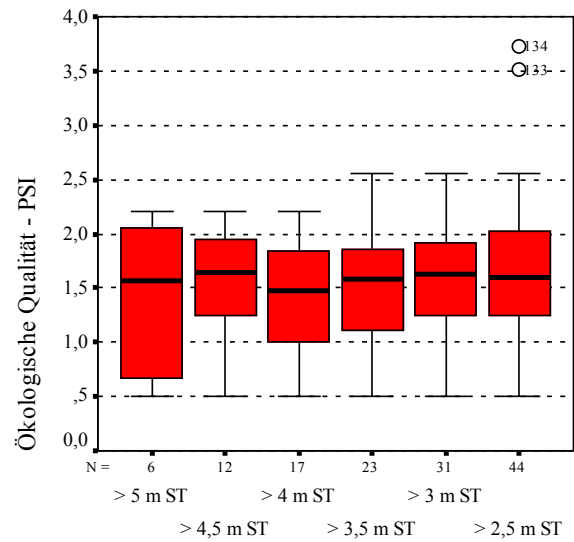
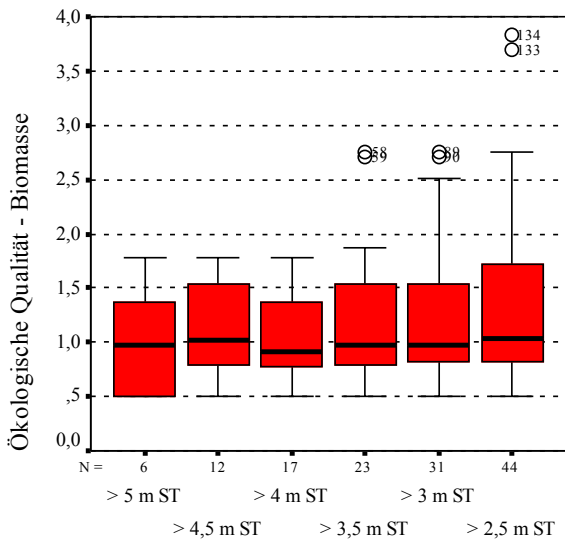
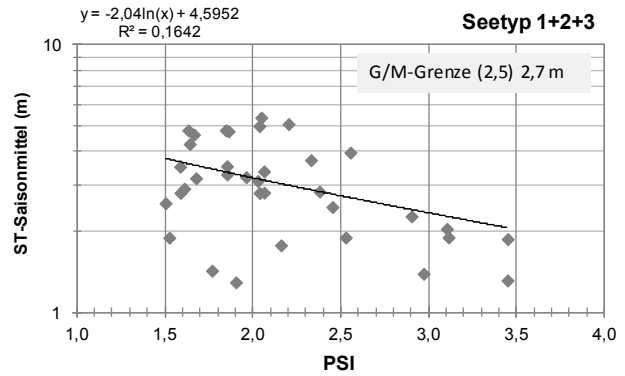
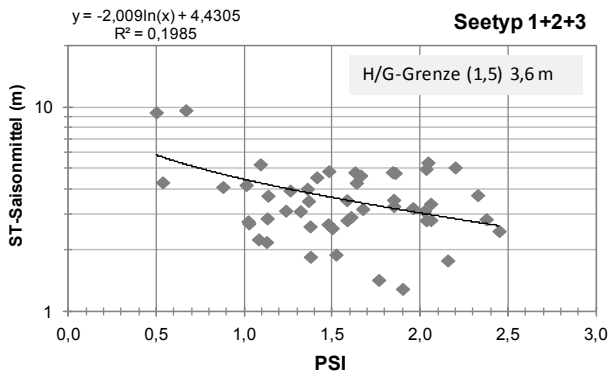
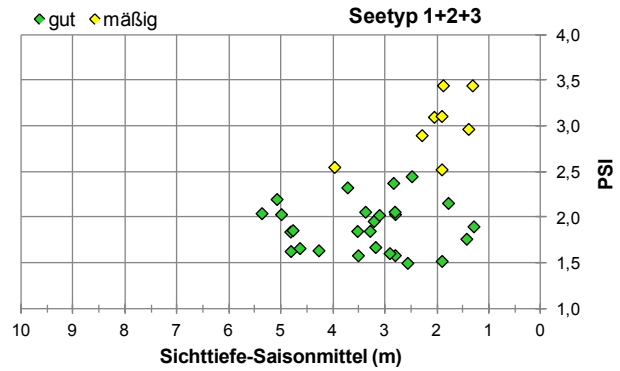
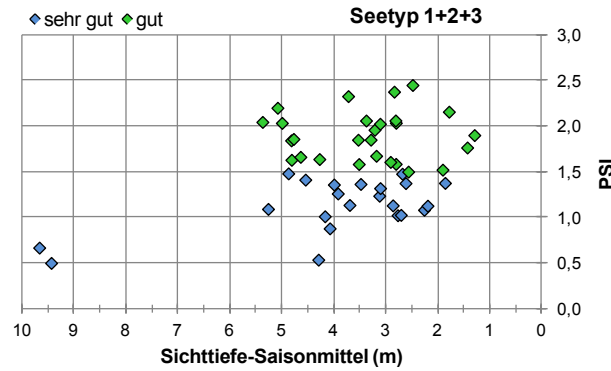
3. Als weiteres Indiz zur Zustandsklassenbeschreibung wurde für jeden Seetyp für die Seenjahre mit **ÖZK "sehr gut" (H-Seen)** und **"gut" (G-Seen)** der **Median** des Sichttiefen-Saisonmittels berechnet und in der Tabelle aufgeführt.

4. Gemäß der Trophie-Indices der ÖZK-Grenzen (s. Kap. 2.4) können aus der überarbeiteten **Trophie-Klassifizierung** die **zugehörigen ST-Saisonmittelwerte** angegeben werden. Die entsprechenden Werte wurden den Index-Zuordnungstabellen (Tabelle 77 bis **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) entnommen. Wenn ein Seetyp in zwei Seegruppen der Trophie-Klassifizierung vertreten ist, sind zwei Werte angegeben. Z.B. treten in geschichteten MG-Typen sowohl natürliche Seen als auch Talsperren auf, deren Trophieklassifizierung etwas unterschiedlich verläuft (s. Tabelle 30).

5. Des Weiteren wurden **Regressionsanalysen** zur Ermittlung von H/G- und G/M-Grenzwerten herangezogen mit folgender Datenselektion: Für die Ableitung der H/G-Grenze wurden nur die nach PSI "sehr guten" und "guten" Seen geplottet, für die G/M-Grenze analog nur die "guten" und "mäßigen" Seen. Die Datenauswahl ist durch die Beeinflussung der Regressionsergebnisse durch Ausreißer und Randbereiche gut begründet.

In den "Auswertetabellen" (Tabelle 61 bis Tabelle 74) sind alle gewonnenen Anhaltspunkte und Werte eingetragen. Die Grenzbereiche wurden anhand aller ermittelten Indizien (falls plausibel) abgeleitet.

5.5.1 Geschichtete Voralpenseen und polymiktische Alpen- und Voralpenseen



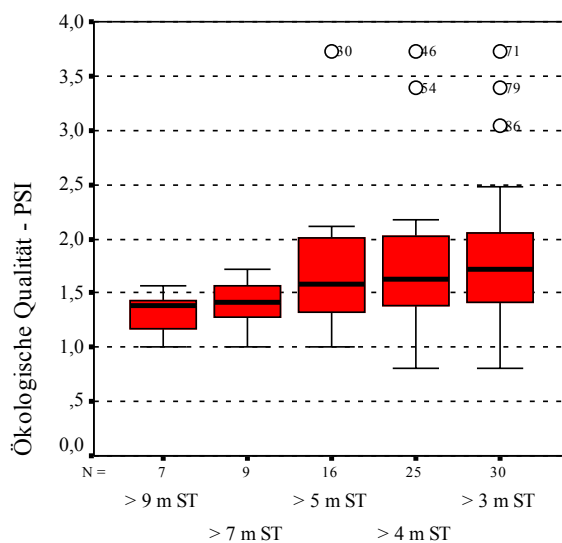
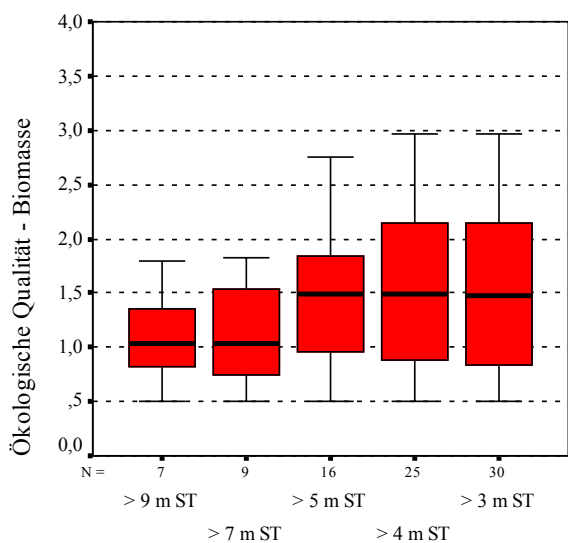
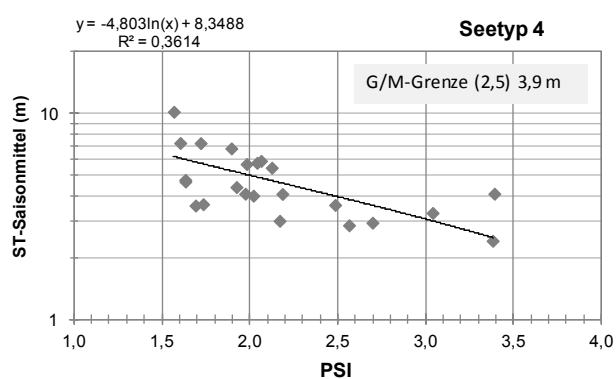
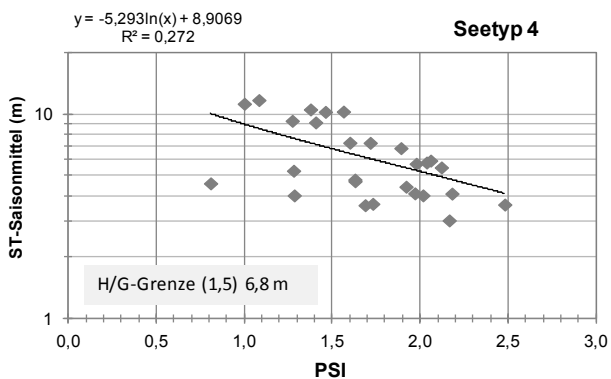
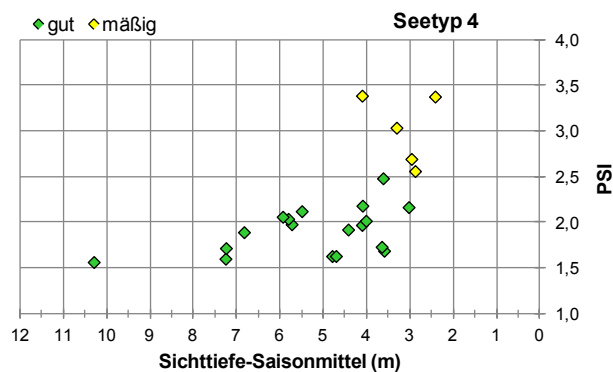
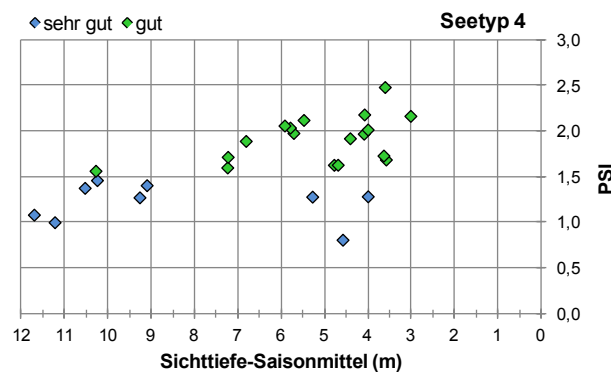
Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

Phytoplankton-Seetypen 1 und 2+3

Tabelle 61: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 1+2+3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	4,0	--	3,3	4,0	3,6	1,5	--	3,3	2,9	2,7
Untere Grenze	5,5	--		4,1/3,5		2,8/2,3				
			Ergebnis:	5,0-3,0				Ergebnis:	3,0-2,0	

5.5.2 Geschichtete Alpenseen



Phytoplankton-Seetype 4

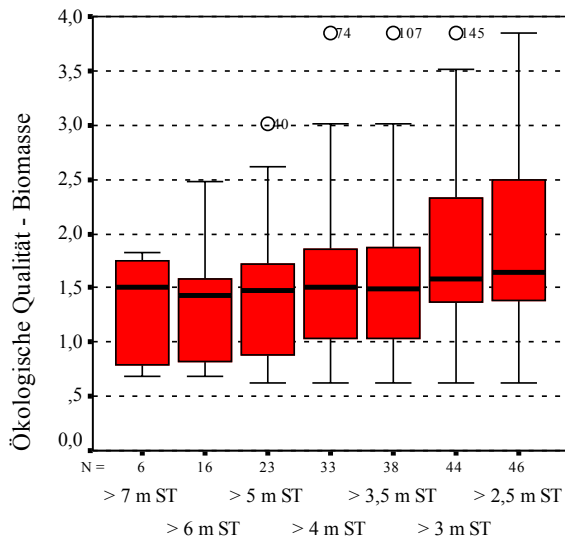
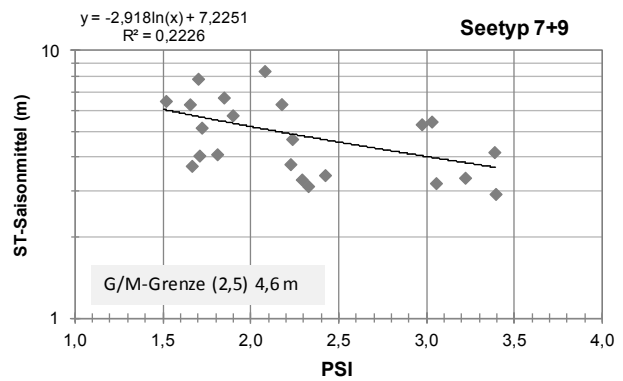
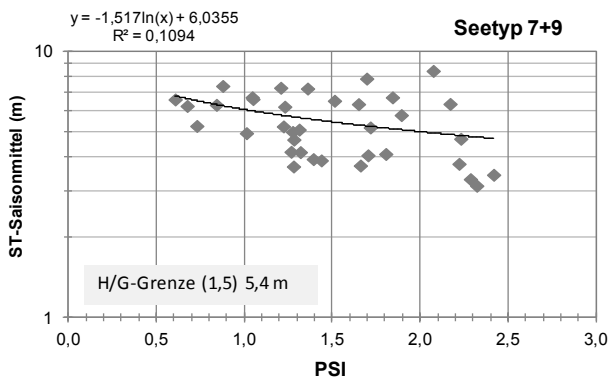
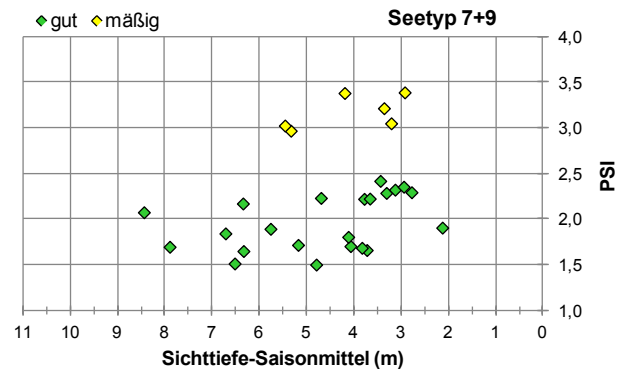
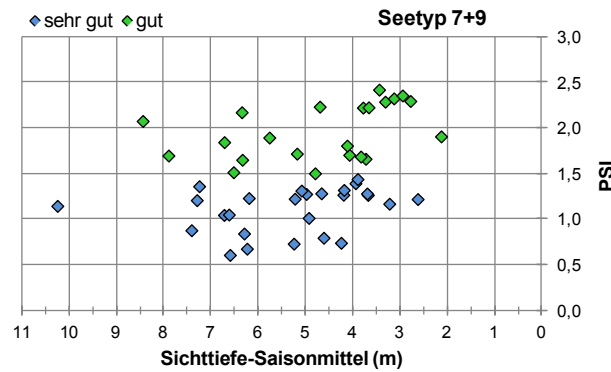
Phytoplankton-Seetype 4

Tabelle 62: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

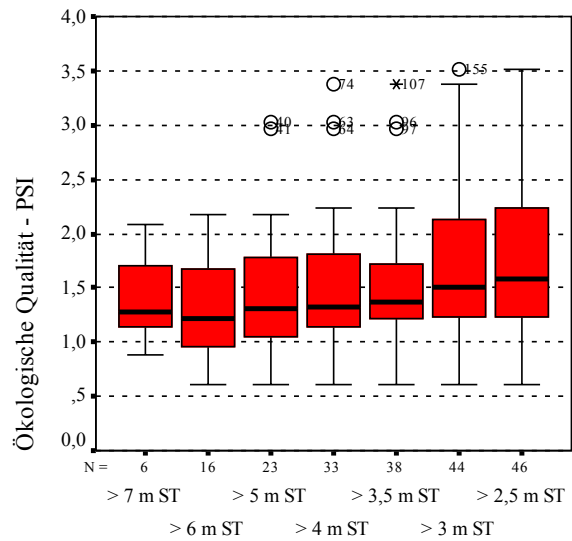
Typ 4	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	4,0	5,0	5,3	5,5	6,8	3,0	--	5,6	4,0	3,9
Untere Grenze	7,0	9,0				4,0	5,0			
			Ergebnis:	7,0-4,5				Ergebnis:	4,5-3,0	

5.5.3 Geschichtete Mittelgebirgsseen

Seetyp 7+9– geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

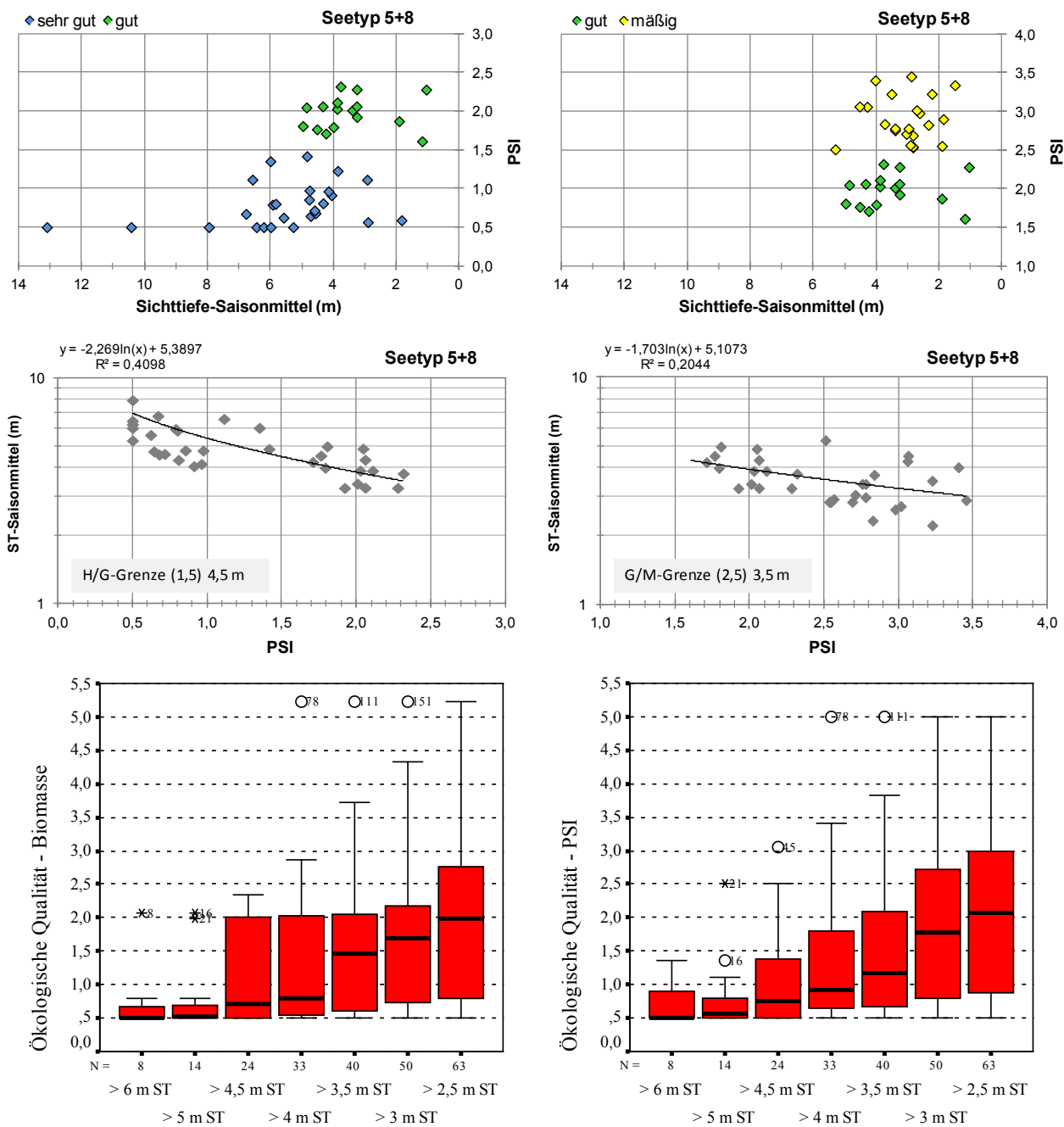


Phytoplankton-Seetyp 7 und 9

Tabelle 63: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 7+9	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,5)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,0)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	4,0	4,0	6,0	4,7	5,4	3,5	--	5,1	3,4	4,6
Untere Grenze	7,0	(6,0)				5,5	(3,5)			
			Ergebnis:	6,0-4,5				Ergebnis:	4,5-3,0	

Seetyp 5+8 – geschichtete Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetypen 5 und 8

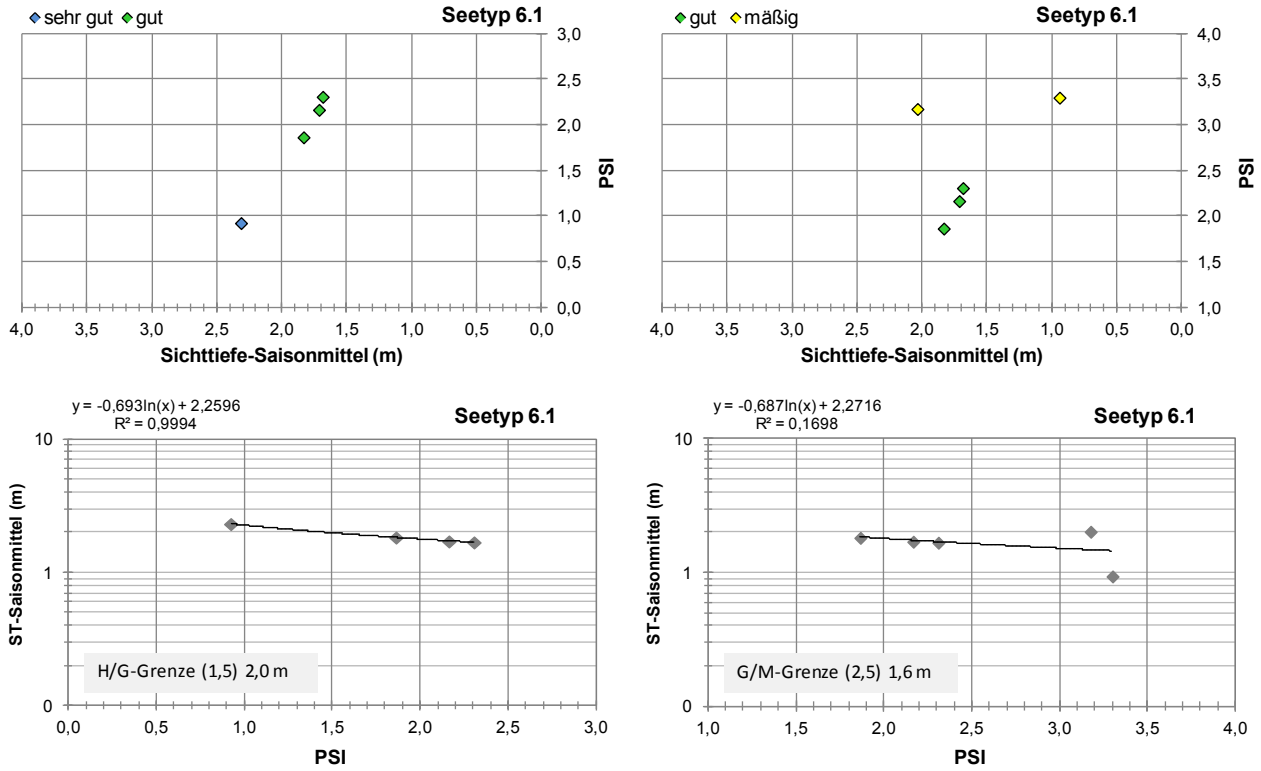
Phytoplankton-Seetypen 5 und 8

Tabelle 64: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 5+8	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	3,0	5,5	5,3	4,0	4,5	3,0	3,0	3,9	2,9	3,5
Untere Grenze	5,0	6,0				4,5	4,5			
			Ergebnis:	5,5-4,0				Ergebnis:	4,0-3,0	

5.5.4 Polymiktische Mittelgebirgsseen

Seetyp 6.1 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet

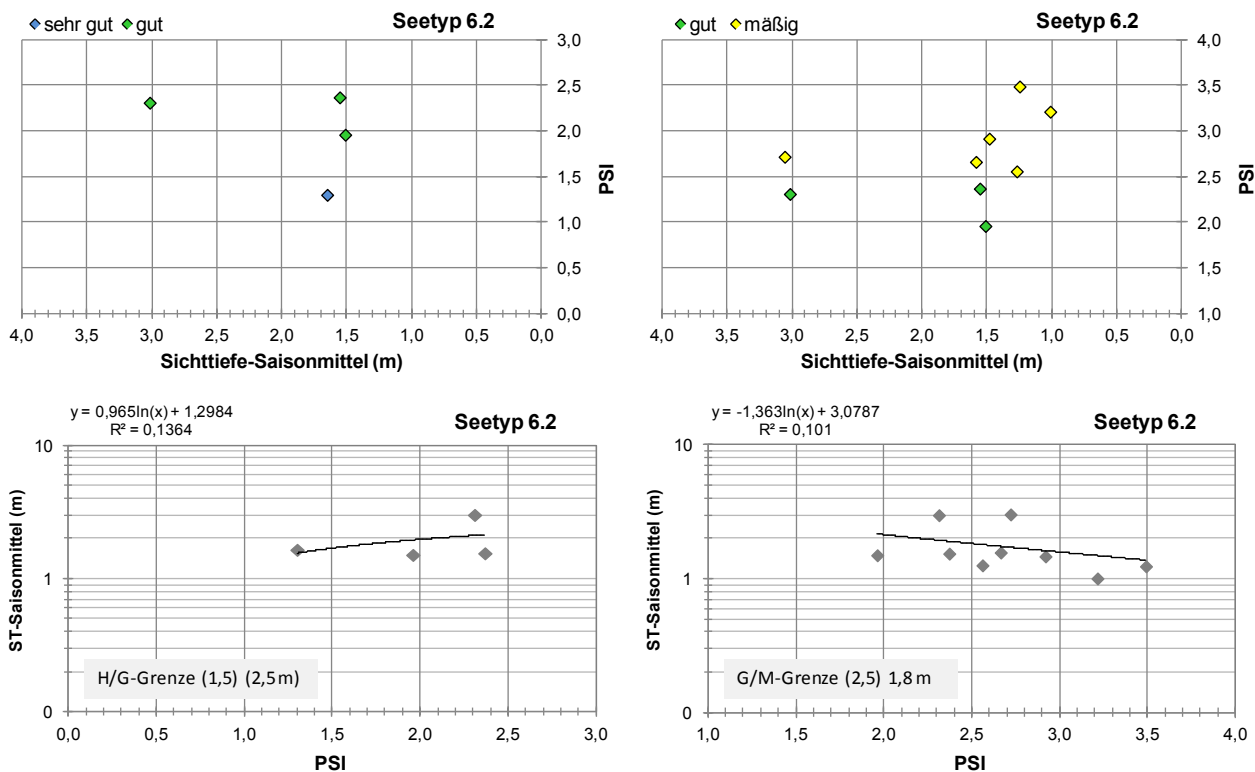


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 65: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Regression	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Regression
Obere Grenze	1,8		(2,1)	2,8/2,3	2,0	1,5		--	1,9/1,6	1,6
Untere Grenze	2,3					2,0				
			Ergebnis:	3,5-2,3				Ergebnis:	2,3-1,6	

Seetyp 6.2 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit mittel-großem Einzugsgebiet

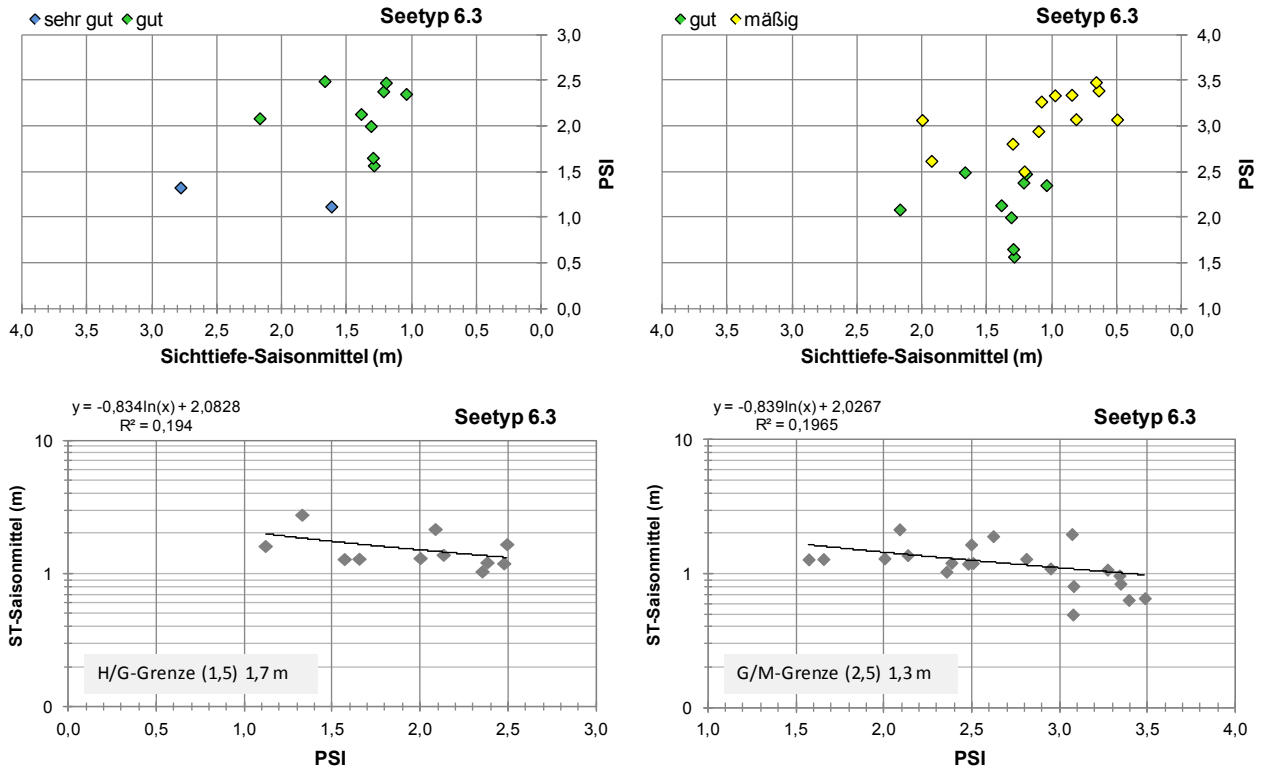


(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 66: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus In-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,0)	Wert aus In-Re- gression
Obere Grenze	1,5		--	2,3/1,9	(2,5)	1,5		(1,6)	1,6/1,3	1,8
Untere Grenze	(2,5)					2,0				
			Ergebnis:	3,0-2,0				Ergebnis:	2,0-1,5	

Seetyp 6.3 – polymiktische Mittelgebirgsseen mit relativ großem Einzugsgebiet



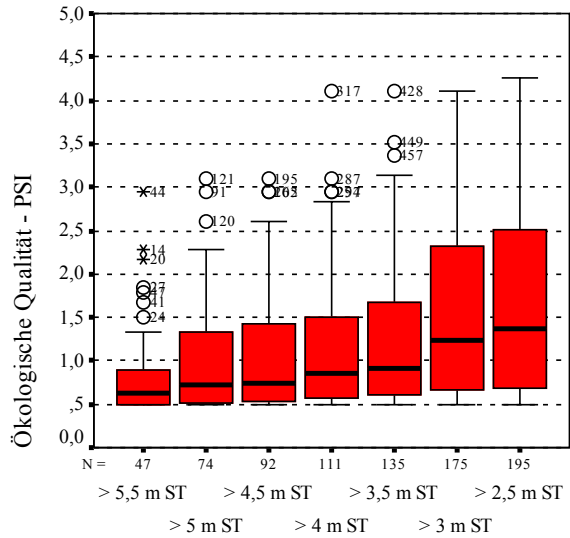
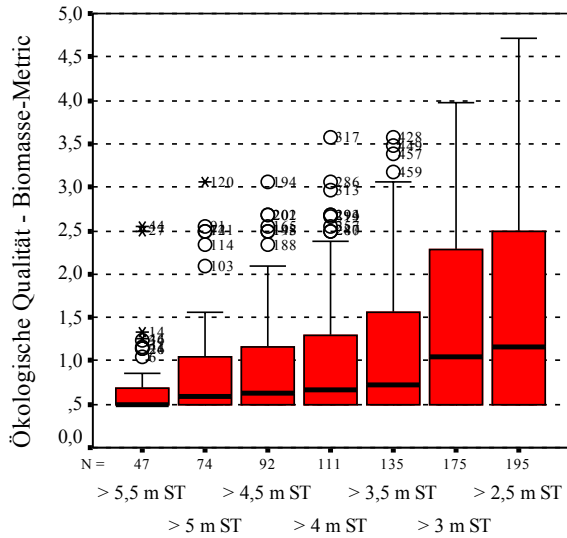
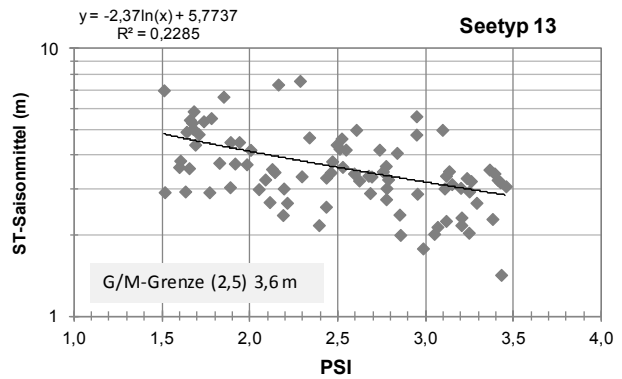
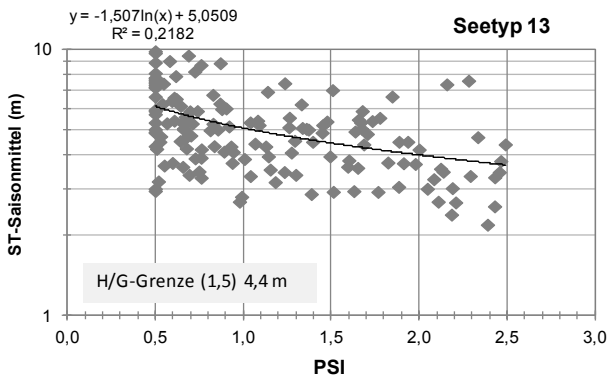
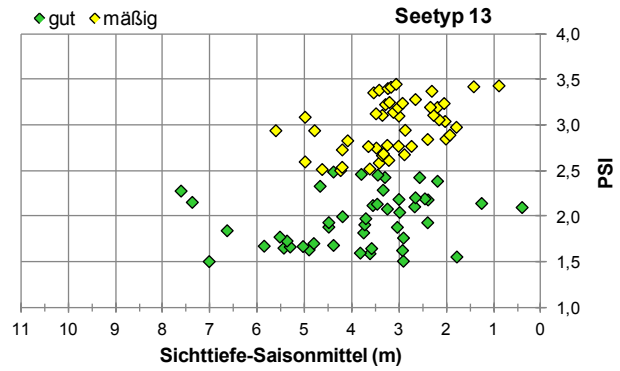
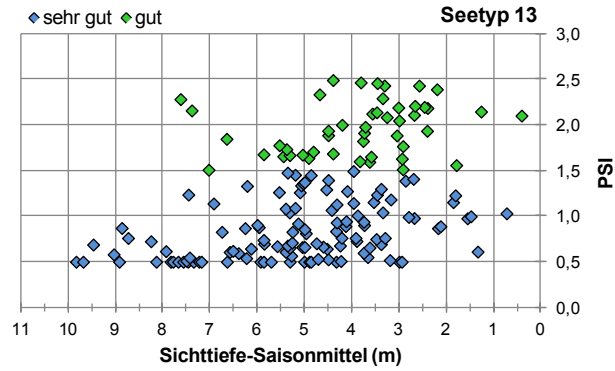
(Box-Plot-Darstellung wegen kleiner Stichprobengröße nicht sinnvoll.)

Tabelle 67: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 6.3	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Regression	Streudiagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,25)	Wert aus ln-Regression
Obere Grenze	1,5		(1,6)	1,9/1,6	1,7	1,0		(1,4)	1,3/1,1	1,3
Untere Grenze	2,2					2,0				
			Ergebnis:	2,5-1,6				Ergebnis:	1,6-1,2	

5.5.5 Geschichtete Tieflandseen

Seetyp 13 - geschichtete Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



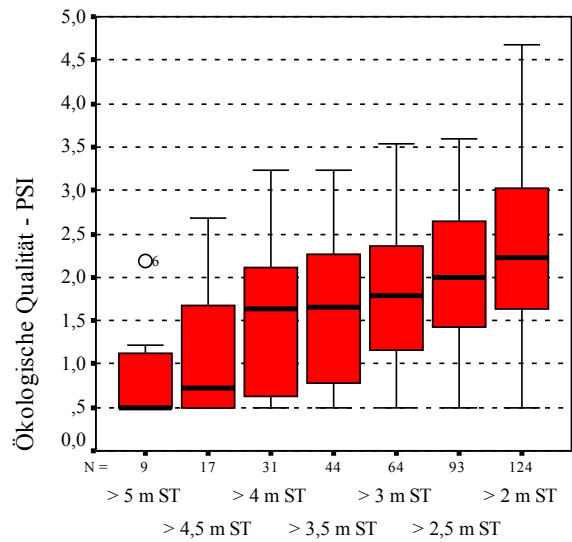
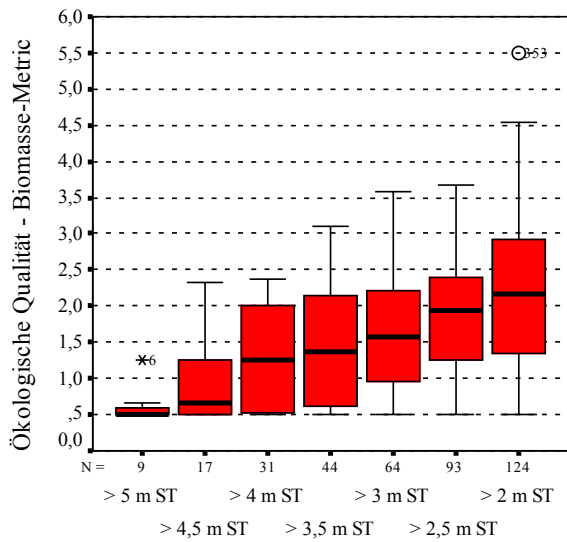
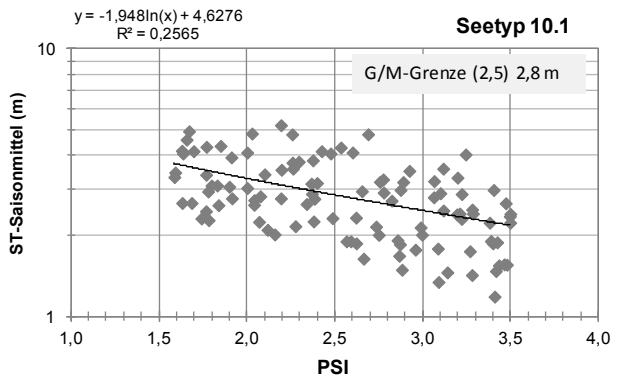
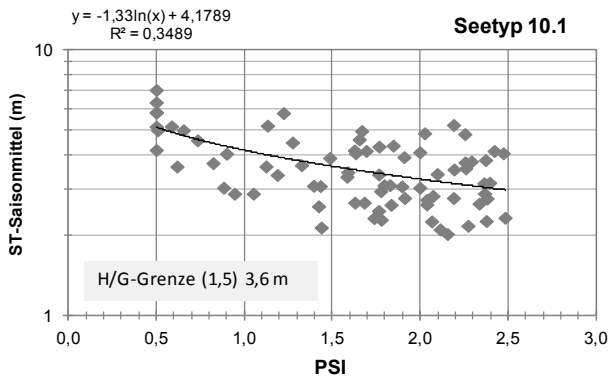
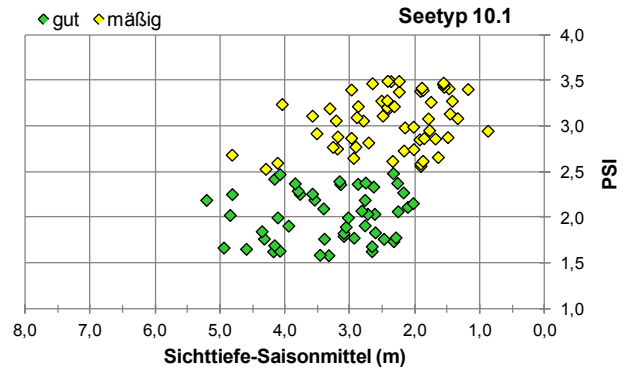
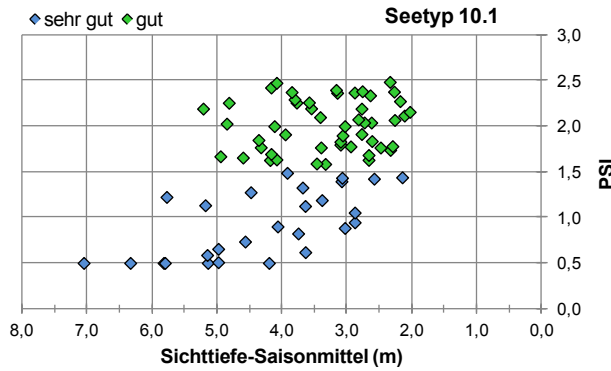
Phytoplankton-Seetyp 13

Phytoplankton-Seetyp 13

Tabelle 68: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 13	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	3,0	5,0	5,3	4,0	4,4	2,5	3,5	3,6	2,9	3,6
Untere Grenze	5,5	--				4,5	--			
			Ergebnis:	5,5-3,5				Ergebnis:	3,5-2,5	

Seetyp 10.1 – geschichtete Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



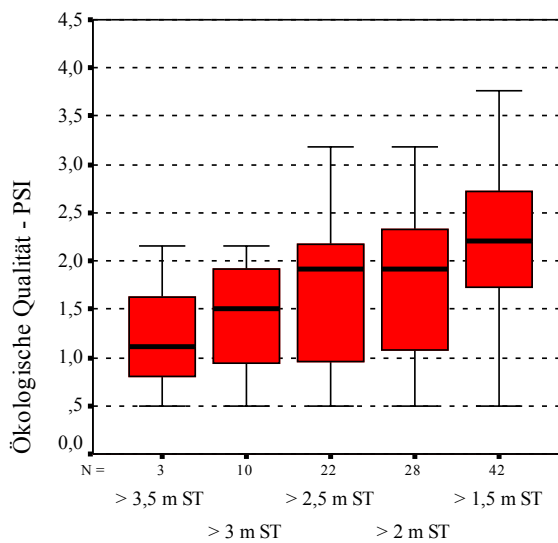
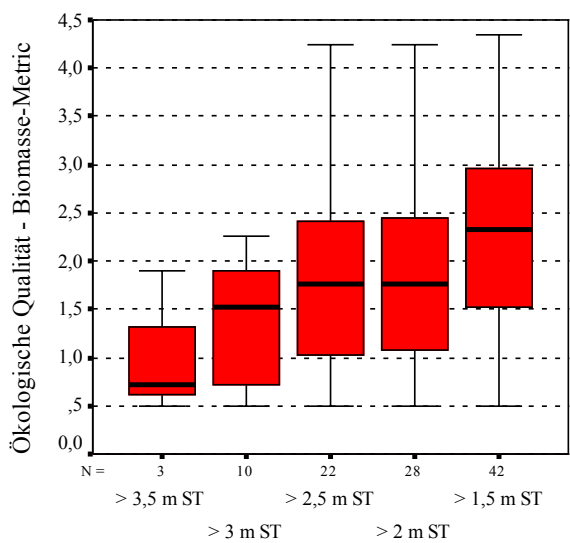
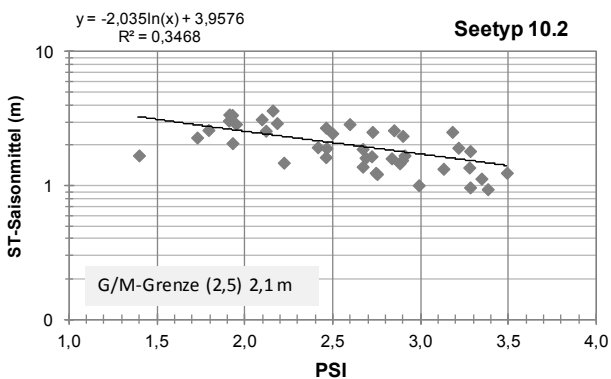
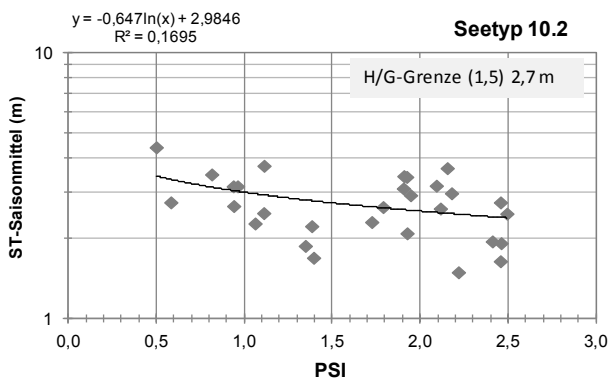
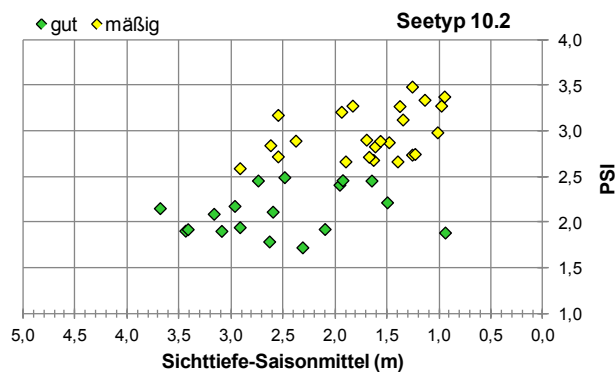
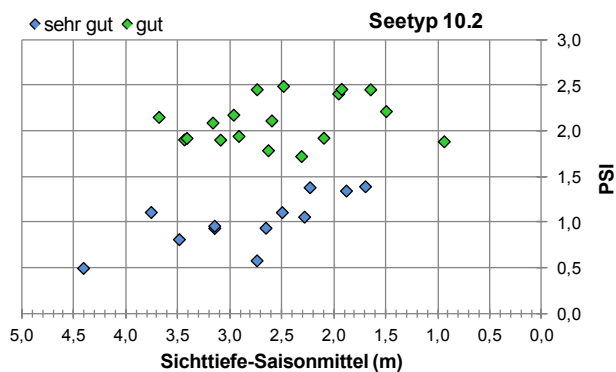
Phytoplankton-See

Phytoplankton-See

Tabelle 69: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,0)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,5)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	3,0	4,0	3,8	3,4	3,6	2,0	2,5	3,2	2,5	2,8
Untere Grenze	4,5	5,0				3,5	3,0			
			Ergebnis:	5,0-3,5				Ergebnis:	3,5-2,0	

Seetyp 10.2 – geschichtete Tieflandseen mit sehr großem Einzugsgebiet



Phytoplankton-Seetyp 10.2

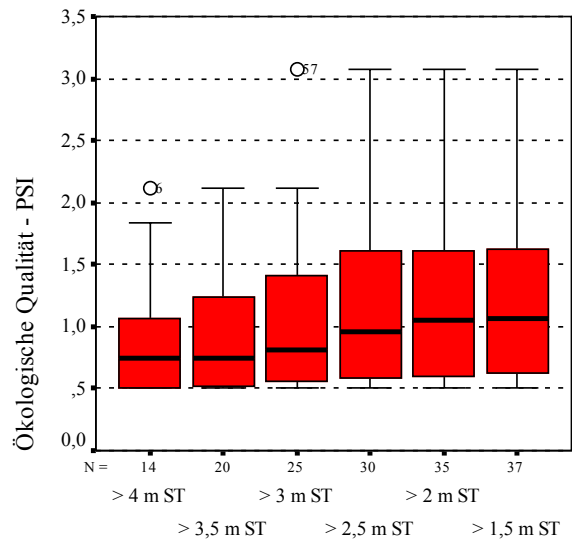
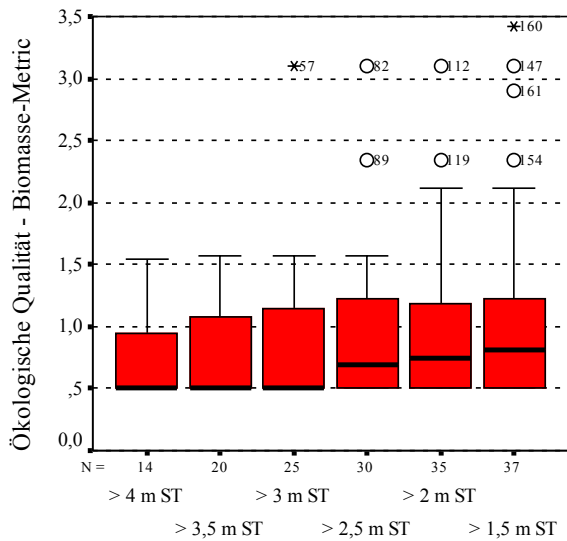
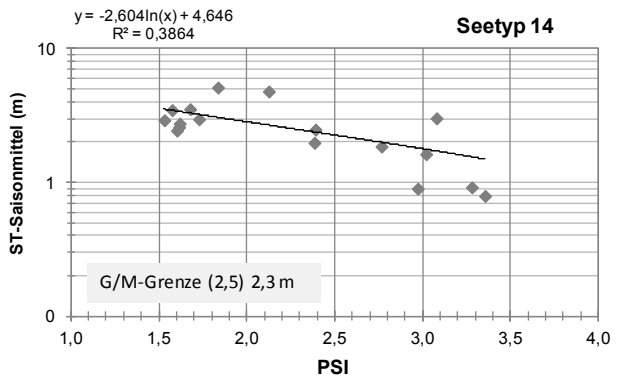
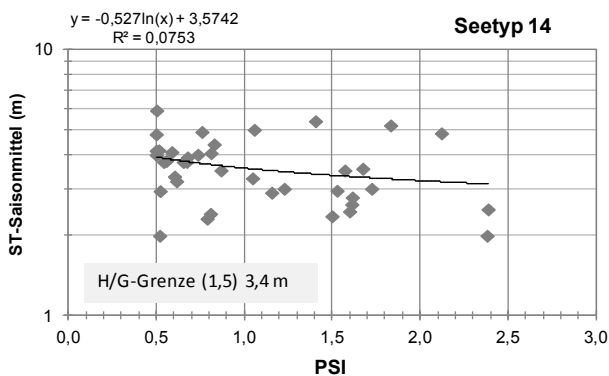
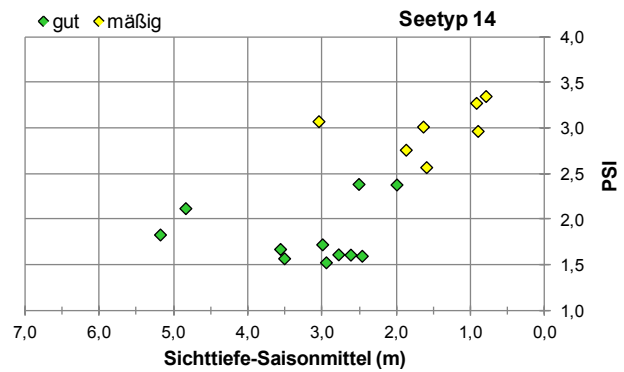
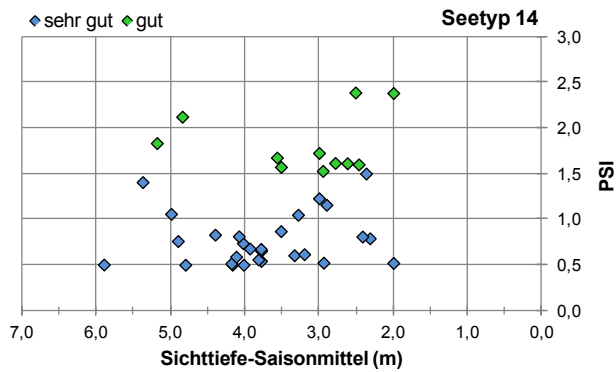
Phytoplankton-Seetyp 10.2

Tabelle 70: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 10.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,25)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	2,0	3,0	3,0	2,9	2,7	1,5	2,0	2,9	2,1	2,1
Untere Grenze	3,0	4,0				2,5	3,0			
			Ergebnis:	4,0-3,0				Ergebnis:	3,0-2,0	

5.5.6 Polymiktische Tieflandseen

Seetyp 14 – polymiktische Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet



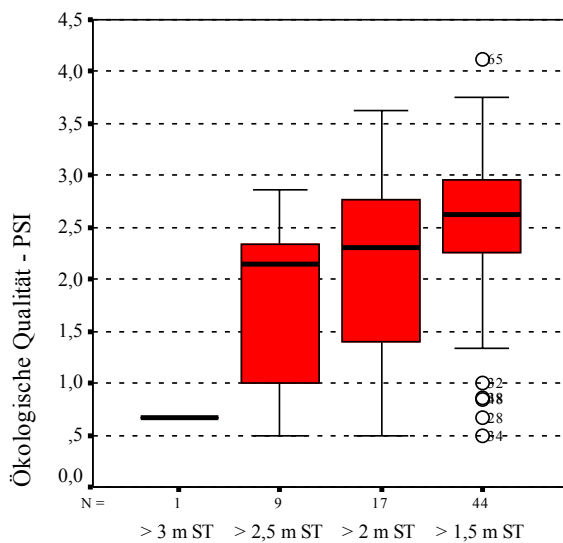
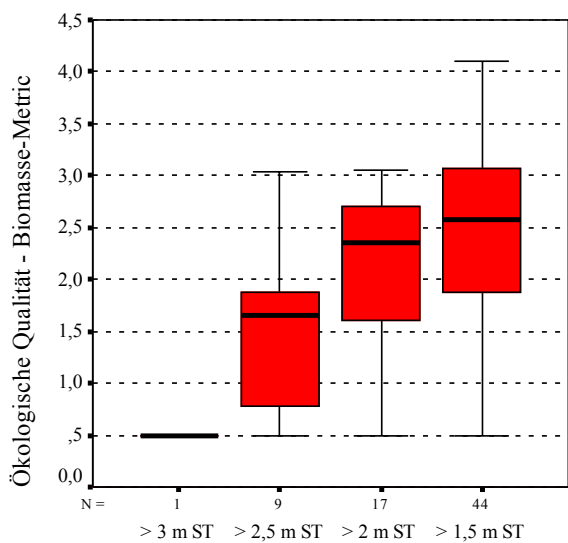
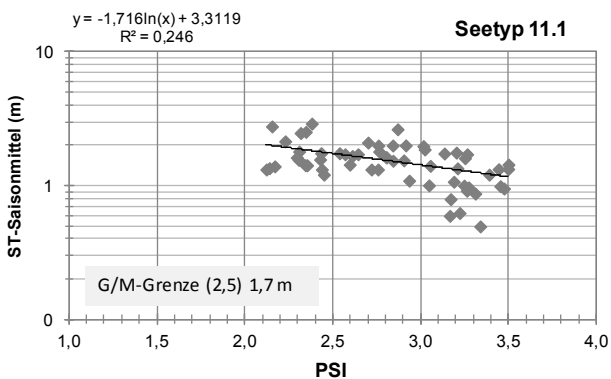
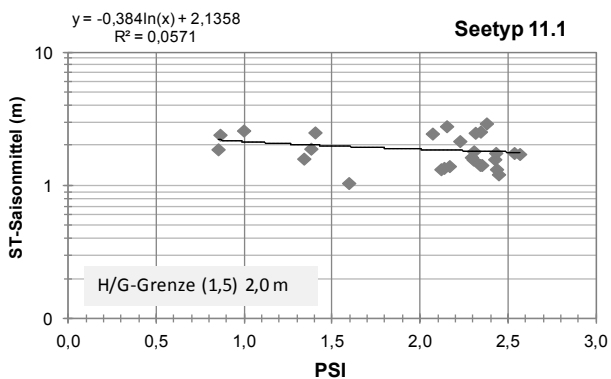
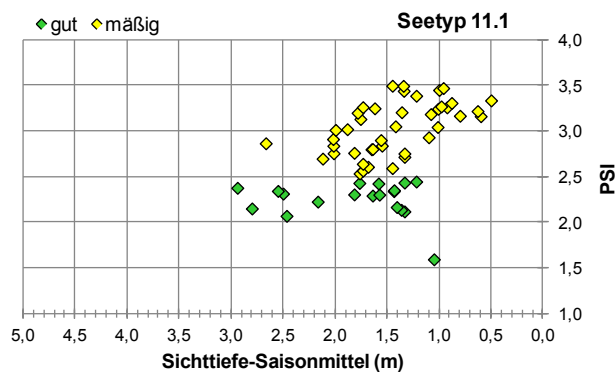
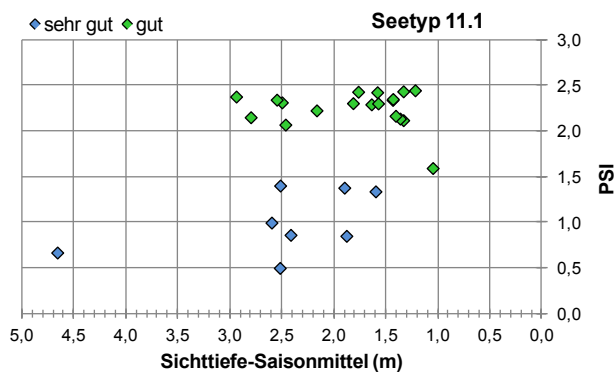
Phytoplankton-Seetyp 14

Phytoplankton-Seetyp 14

Tabelle 71: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 14	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (2,75)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	2,5	--	3,8	2,8/2,3	3,4	2,0	--	3,0	1,9/1,6	2,3
Untere Grenze	4,0	--				3,0	--			
			Ergebnis:	4,0-2,5				Ergebnis:	2,5-1,5	

Seetyp 11.1 – polymiktische Tieflandseen mit relativ großem Einzugsgebiet



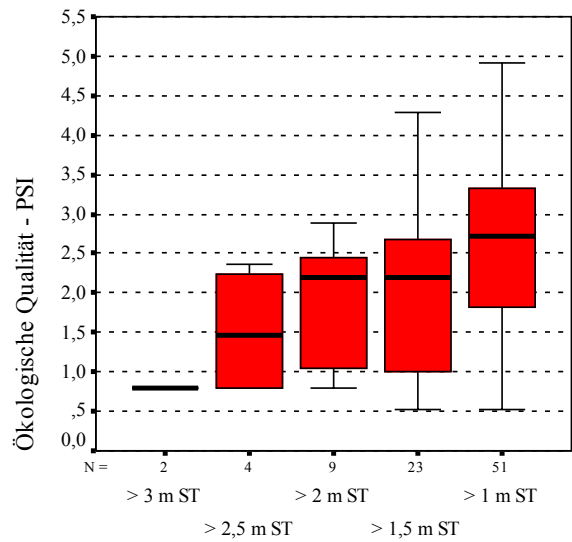
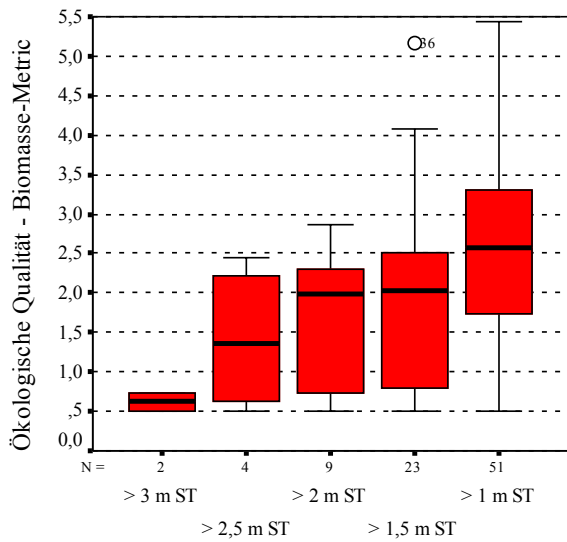
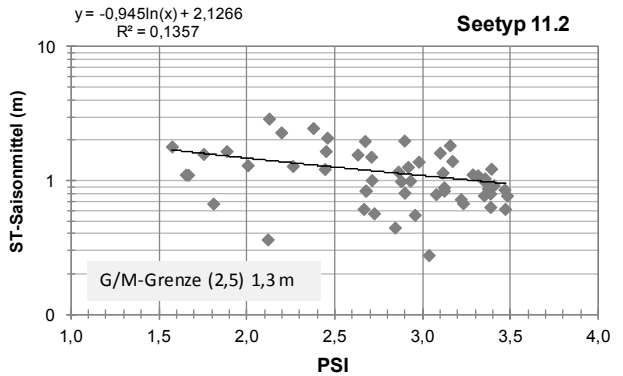
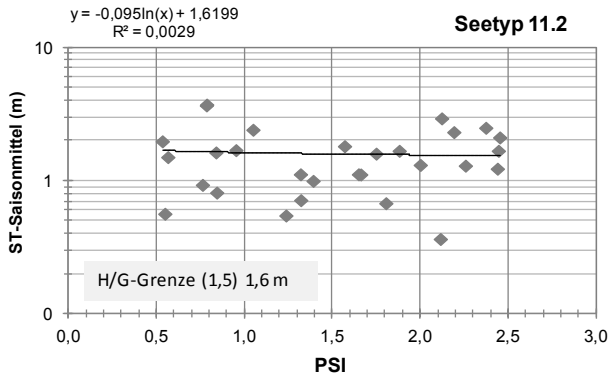
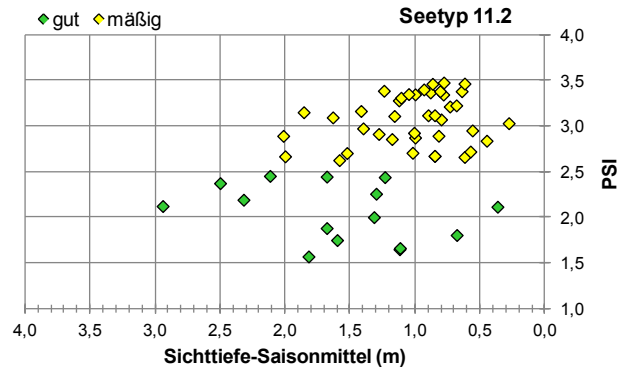
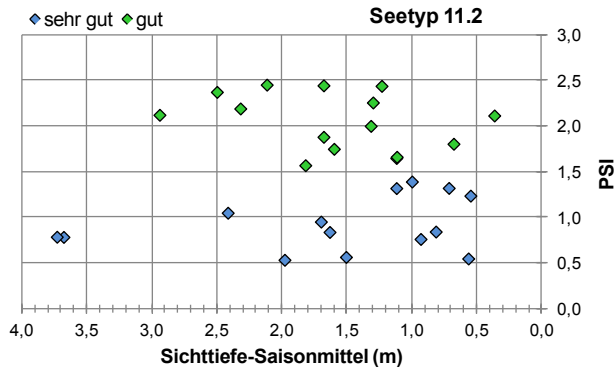
Phytoplankton-Seetyp 11.1

Phytoplankton-Seetyp 11.1

Tabelle 72: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.1	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (2,5)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,0)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	1,5	--	2,4	2,3/1,9	2,0	1,2	2,0	1,7	1,6/1,3	1,7
Untere Grenze	2,5	(3,0)				2,1	2,5			
			Ergebnis:	3,0-2,3				Ergebnis:	2,3-1,5	

Seetyp 11.2 – polymiktische Tieflandseen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m



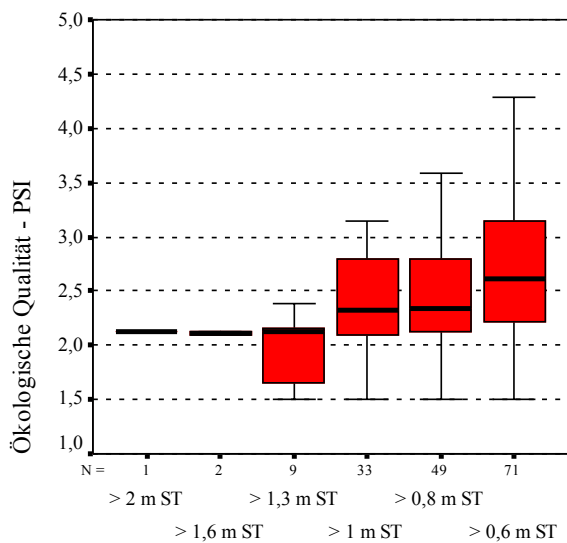
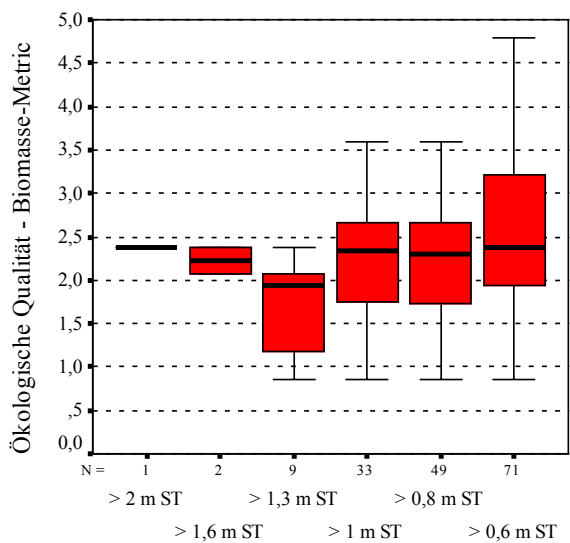
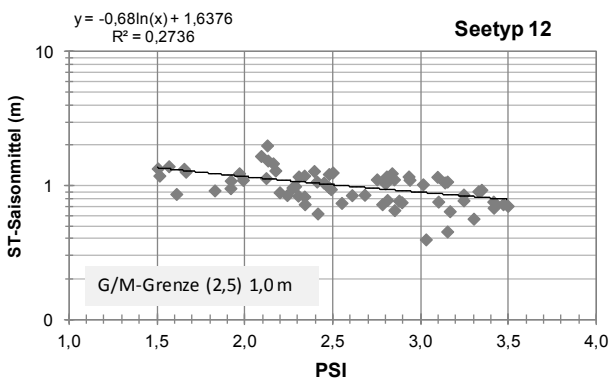
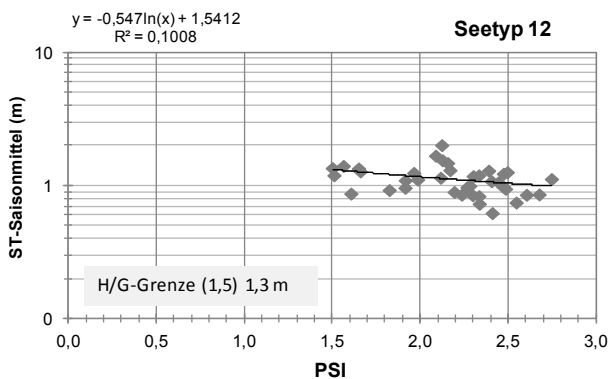
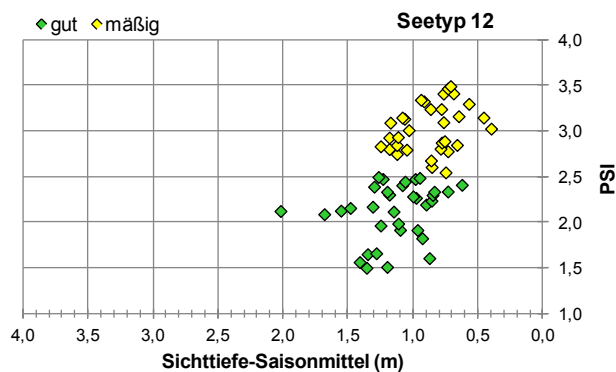
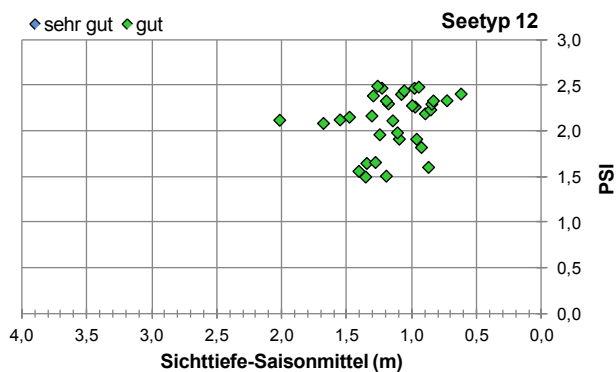
Phytoplankton-Seetyp 11.2

Phytoplankton-Seetyp 11.2

Tabelle 73: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 11.2	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,25)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	1,0	2,5	1,6	1,9/1,6	1,6	1,0	1,5	1,6	1,3/1,1	1,3
Untere Grenze	2,5	3,0				2,0	2,5			
			Ergebnis:	3,0-2,0				Ergebnis:	2,0-1,3	

Seetyp 12 – Flusseen mit einer mittleren Wasserverweilzeit zwischen 3 und 30 Tagen



Phytoplankton-Seetyp 12

Phytoplankton-Seetyp 12

Tabelle 74: Ergebnisse der Sichttiefen-Grenzwertsuche mit verschiedenen Methodenansätzen. TI = Trophie-Index neu.

Typ 12	H/G-Übergangsbereich (alle Werte in m)					G/M-Übergangsbereich (alle Werte in m)				
	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (H-Seen)	STSais aus TI (1,75)	Wert aus ln-Re- gression	Streu- diagramm	Boxplot	ST Median (G-Seen)	STSais aus TI (3,5)	Wert aus ln-Re- gression
Obere Grenze	2,0	--	1,4	1,6/1,3	1,3	0,6	1,0	1,1	1,1/0,9	1,0
Untere Grenze	--	--				1,3	1,3			
			Ergebnis:	2,5-1,5				Ergebnis:	1,2-0,8	

5.6 Erläuterungen zur Ermittlung der Sichttiefen-H&O-Werte

Obwohl die Sichttiefe als relativ einfach zu ermittelnde Summengröße für die Trübung des Seewassers durch Algen eine zur Phytoplankton-Biomasse redundante Messgröße darstellt, sind die Korrelationen zu Biomasse-Kenngrößen und dem PSI nicht so eng wie es vor dem theoretischen Hintergrund zu erwarten wäre.

Gerade bei den Alpen- und Voralpenseen aber auch z.B. bei den geschichteten Tiefland-Seetypen 10 und 13 ergeben sich über große Sichttiefenbereiche Überlappungen der ermittelten ökologischen Zustandsklassen. Die führt u.a. dazu, dass die Box-Plot-Darstellungen oft keine Hilfestellung für die Grenzwertfindung darstellen (s. z.B. Seetyp 1+2+3, 12 oder 14). Die Angaben zu den 75- und 95Perzentilen (für die Sichttiefe 10- und 25Perzentilen) waren wegen der Empfindlichkeit auf Streuungen ebenso nicht hilfreich und es wurden stattdessen die Medianwerte der "sehr guten" (H-Seen) sowie der "guten" Seen (G-Seen) errechnet und in die Ergebnistabellen integriert.

Für die drei Subtypen des polymiktischen MG-Typ 6 lagen wiederum nur sehr wenige Datensätze vor, so dass hier die typspezifische Ableitung teilweise an die Grenzen der polymiktischen TieflandSeetypen angelehnt wurde. Wiederum ist beim Seetyp 6.3 zu beachten, dass in dieser Gruppe die schnell durchflossenen Talsperren enthalten sind, welche oft als Hochwasserschutzsperrren dienen, bei Niederschlägen hydraulisch stark belastet sind und dann höhere nicht-Algen-bürtige Trübungen aufweisen können.

Beim Seetyp 12 musste der H/G-Übergangsbereich nahezu extrapoliert werden, da im Datensatz keine "sehr guten" Seen enthalten sind. In Zusammenhang mit den trophisch benachbarten Seetypen 11.1 und 11.2 wurden im Konzept plausible Grenzbereiche ermittelt.

Im Vergleich der Grenzbereiche der Seetypen untereinander fällt auf, dass die Seen in den Alpen und Voralpen und in den Mittelgebirgen öfter Trübungen aufweisen, die kaum noch in Zusammenhang mit der erreichten Trophie stehen und vor allem mineralischen Ursprungs sind. Die polymiktischen Seen gleicher Trophie weisen öfter ebenfalls etwas kürzere Sichttiefen auf als z.B. die geschichteten Tieflandseen. Diese Besonderheiten waren auch bei der Anpassung des Sichttiefen-Index der Trophie-Klassifizierung aufgefallen.

Aus den Kalbrationsdatensätzen mussten die noch zur Kiesgewinnung genutzten Baggerseen, an Fließgewässer angebundene Altarme sowie stark Huminstoff-gefärbte Seen meist eliminiert werden, wenn diese ohne Korrelation zur Algenbiomasse zu kurze Sichttiefen aufwiesen und die Grenzwertfindung behinderten. Umgekehrt sind die so abgeleiteten H&O-Grenzbereiche nicht auf die genannten "problematischen" Seen anwendbar.

5.7 H&O-Werte für die Kenngröße Sichttiefe (ST)

Die im Kap. 5.5 erarbeiteten ST-Übergangsbereiche sind in der Tabelle 75 zusammengestellt. Der polymiktische Alpen- und Voralpen-Seetyp 1 ist relativ schlecht im Datensatz repräsentiert, die Werte sind deshalb noch in Klammern gesetzt. Darüber hinaus wird er im bisherigen Konzept hinsichtlich der trophischen Anforderungen mit den geschichteten Seen des Voralpenlandes gleichgesetzt (s. Tabelle 6). In einem LAWA-Folgeprojekt soll geprüft werden, ob die bisherigen Grenzlegungen und Annahmen für die Alpen- und Voralpenseen im PhytoSee-Verfahren nach aktuellem Datenstand stimmige Ergebnisse liefern.

Tabelle 75: Ergebnisse der H&O-Wert-Ermittlung für die Kenngröße (Secchi-) Sichttiefe. Sortierung der Seetypen nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztrophie im Trophiespektrum (s. Tabelle 5).

Ökoregion	Seetyp Phytoplankton	Grenzbereiche Sichttiefe (m)	
		"sehr gut/gut" H/G-Grenze	"gut/mäßig" G/M-Grenze
Alpen	4	7,0-4,5	4,5-3,0
Voralpen	2+3	5,0-3,0	3,0-2,0
Alpen, Voralpen	1	(5,0-3,0)	(3,0-2,0)
Mittelgebirge	7+9	6,0-4,5	4,5-3,0
	5+8	5,5-4,0	4,0-3,0
	6.1	3,5-2,3	2,3-1,6
	6.2	3,0-2,0	2,0-1,5
	6.3	2,5-1,6	1,6-1,2
Norddeutsches Tiefland	13	5,5-3,5	3,5-2,5
	10.1	5,0-3,5	3,5-2,0
	10.2	4,0-3,0	3,0-2,0
	14	4,0-2,5	2,5-1,5
	11.1	3,0-2,3	2,3-1,5
	11.2	3,0-2,0	2,0-1,3
	12	2,5-1,5	1,2-0,8

Beschreibung der Seetypen s. Tabelle 4.

Der Vergleich mit Grenzwerten aus EU-Nachbarstaaten (u.a. WOLFRAM & DONABAUM 2009, F. BUZZI mündl. Mitteilung, CLAUSSEN *et al.* 2012) zeigt in Bezug auf vergleichbare Seetypen keine unplausiblen Ergebnisse. Die hier ermittelten Werte liegen im Feld der EU-Staaten in einem mittleren Bereich.

6 Zusammenfassung

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

Das **PhytoSee-Bewertungsverfahren** (PSI = PhytoSee-Index) wurde auf Basis von Praxistests und Anwender-Erfahrungen sowie Anforderungen aus der Europäischen Interkalibration weiter verbessert (MISCHKE *et al.* 2008, 2009a und 2010 und RIEDMÜLLER & HOEHN 2011). In MISCHKE *et al.* (2010) konnte erstmals eine mögliche Einbeziehung von Zooplanktonbefunden im Entwurf vorgestellt werden. Mit den Zooplankton-Indices des PhytoLoss-Moduls soll die Phytoplankton-Bewertung abgesichert und im ökologischen Kontext besser interpretierbar sein (Zooplankton-Bericht im Anhang).

Die aktuellen Arbeiten umfassen einerseits Validierungen und Verbesserungen des PhytoSee-Index, andererseits wurde - ebenfalls basierend auf umfangreichen Vorarbeiten - die **LAWA-Trophieklassifizierung von Seen** (bisherige Veröffentlichungen LAWA 1999, 2001 und 2003) auf die Datenlage in den stetig angewachsenen trophisch orientierten Seendatenbanken angepasst.

Als Grundlage stand eine eigens erstellte **vereinigte Seen-Datenbank** zur Verfügung, welche aus den bisher isoliert geführten Datenbanken 1. für natürliche Seen von MISCHKE *et al.* (2010) und 2. für KEV-Seen von RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) zusammen gestellt wurde. Für die Überarbeitung der Trophieklassifizierung war die Erweiterung um Seen- und Trophiedaten meist kleinerer "Nicht-Wasserrahmen-Richtlinien-Seen" notwendig.

Beim PhytoSee-Index waren **Anpassungen des Biomasse-Metrics für Tieflandseen** unter Einbeziehung der Verhältnisse in den KEV-Seen Gegenstand der Arbeiten. Des Weiteren fanden umfangreiche **Anpassungen des Algenklassen-Metrics für Tieflandseen** statt. Hierbei wurde ermittelt, dass die natürlichen und KEV-Seen mit gemeinsamen Bewertungsmaßstäben behandelt werden können. Der nun strukturell vereinfachte Ansatz ist mit allen Details und Vergleichen zur bisher gültigen Bewertung in den entsprechenden Kapiteln dargestellt und diskutiert. Als Zwischenergebnis stehen Ansätze zur Trophieklassifizierung von Tieflandseen mit Algenklassen-Dominanzen oder -Biovolumina zur Verfügung, welche unabhängig vom PhytoSee-Index zur Trophie-Diagnose von Seen verwendet werden können.

Die überarbeiteten Metrics wurden gegeneinander hinsichtlich Konsistenz geprüft und die AK-Metrics wurde dann nochmals geringfügig angepasst. Anhand von Regressionsanalysen wurden neue Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex PSI ermittelt. Bei den Validierungen und Prüfungen fiel auf, dass der auf Indikatorarten basierende PTSI aufgrund der Änderungen der Kalibrationskenngrößen bzw. der Trophie-Klassifizierung einen partiellen Anpassungsbedarf aufweist. Im Moment werden die oligo- und mesotrophen Seen im Tiefland im Mittel zu schlecht eingestuft. Die Veränderungen des PSI zur Bewertung der Tieflandseen stehen nun auf dem Prüfstand der Anwender und der Bundeslandvertreter des LAWA-EK-Seen. Verbesserungsbedarf wird ggf. geprüft und umgesetzt und die Korrekturen werden im zukünftigen Bewertungstool PhytoSee 5.0 und in dem überarbeiteten Anwenderhandbuch enthalten sein.

Die Arbeitsaufgabe zur Verschneidung der Ergebnisse der Phytoplanktonbewertung mit den Phytobenthos & Makrophyten-Bewertungen sowie mit der Bewertung mit Makrozoobenthos konnte aus folgenden logistischen und zeitlichen Gründen nicht abgeschlossen werden: 1. Für diese Aufgabe hätten die überarbeiteten Versionen aller Bewertungen vorliegen müssen, die Verfahren wurden im Projektzeitraum jedoch noch überarbeitet. 2. Abstimmung von gemeinsamen Stressoren notwendig. 3. Datenbanktechnische Abstimmung und Harmonisierung der Stammdaten. Diese komplexe Aufgabe, die für Fließgewässer ein eigenes LAWA Projekt (ACP-Projekt O 3.12) in Anspruch nimmt, und in das die Experten aller Biokomponenten mit eingebunden werden müssen, wurde deshalb in Abstimmung mit dem LAWA Seen-Expertenkreis im Projekt zugunsten der Arbeiten am Phyto-See-Index sowie am LAWA Trophie-Index in ihrer Priorität hinten angestellt.

Die Indices des **PhytoLoss-Moduls** wurden an die Fragestellungen angepasst (s. Bericht im Anhang) und es werden Hilfen zur Interpretierbarkeit der Indices und Befunde in Hinsicht auf die Absicherung der Phytoplankton-Bewertung gegeben.

Aus der überarbeiteten Fassung des PhytoSee-Verfahrens erwuchs die Aufgabe die in der OGewV (2011) sowie in RIEDMÜLLER *et al.* (2010 und 2012 für RaKon LAWA-AO) bereits vorgestellten und veröffentlichten **Hintergrund- und Orientierungswerte** (H&O-Werte) für **Gesamtposphor** nach aktuellem Sachstand zu überprüfen. Des Weiteren sollten unter anderem mit Hilfe der Trophie-Klassifizierung Grenzwerte oder Grenzbereiche für den Parameter **Sichttiefe** erarbeitet werden. Für beide Parameter liegen Ergebnisse in Form von Grenz-Übergangsbereichen des "guten" Zustands vor. Die Grenzen wurden auf Basis verschiedener Methoden ermittelt, deren Ergebnisse zusammengeführt und anhand konzeptioneller Betrachtungen sowie Vergleichsliteratur plausibilisiert und angepasst. Zur Veröffentlichung der Grenzwerte der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter, welche in der Konzeption der WRRL im Aufgabenbereich der ökologischen Zustandsbewertung als unterstützende Qualitätselemente angesehen werden (OGewV 2011), wird weiterhin eine separate Veröffentlichung fortgeschrieben, welche im Anhang dieses Projektabschlussberichtes enthalten ist.

Tabelle 76: Seegruppen, welche in der Trophieklassifikation differenziert behandelt werden sowie deren Unterscheidungsmerkmale.

Seegruppe	Kürzel	See- fläche	mittlere Tiefe	Gewäs- serart	Öko- region	Beschreibung der Seegruppe
geschichtete AVA/MG-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	AVAMGgesch	> 5 ha	alle	ohne TS	AVA, MG	dominiert durch AVA-natS
geschichtete Talsperren (Stauseen, Speicher)	geschTS	> 5 ha	alle	nur TS	alle	dominiert durch MG-TS
geschichtete TL-Seen (natS, BS, TBS, Teiche)	TLgesch	> 5 ha	alle	alle	TL	dominiert durch natS, daneben BS und TBS
geschichtete Kleinseen ≤ 5 ha	geschklein	≤ 5 ha	alle	alle	alle	dominiert durch TL-natS
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe > 3 m	polygr3m	alle	> 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe ≤ 3 m	polykl3m	alle	≤ 3 m	alle	alle	dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein

natS = natürliche Seen, BS = Baggerseen, TBS = Tagebauseen, TS = Talsperren, poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, AVA = Alpen (A) und Voralpen (VA), MG = Mittelgebirge, TL = Norddeutsches Tiefland

Den **Anpassungen in der Trophie-Klassifizierung** gingen Analysen der bisherigen Klassifizierungsansätze und bestehender Defizite voraus. Das neue Klassifizierungssystem wurde auf verschiedene Weisen validiert und in einem iterativen Prozedere optimiert. Die Klassifizierung findet in sechs zu differenzierenden Seegruppen statt (s. Tabelle 76). Für die Gruppen, die sich im Wesentlichen in ihrer Produktivität unterscheiden, stehen für die Trophie-Kenngrößen Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtposphor (Saisonmittel- und Frühjahrswert) eigene Klassifikationsformeln zur Verfügung. Die Gewichtungsfaktoren der Einzel-Indices zur Berechnung des Gesamt-Index sind ebenfalls Seegruppen-spezifisch abgeleitet. Des Weiteren wurde eine ausführliche Dokumentation zu Veränderungen gegenüber dem alten Trophie-Index durchgeführt.

Um die Ergebnisse des vorliegenden Projektes zu dem überarbeiteten Trophie-Index anwenderfreundlich umzusetzen, sollen Arbeitshilfen in Form eines einfachen Access-Berechnungstools und eines Handbuchs erstellt werden, welche dem Anwender sowohl eine EDV-gestützte Auswertung als auch eine händische Ermittlung des Trophie-Index ermöglichen.

7 Verwendete Abkürzungen und Glossar

AVA = Alpen- und Voralpen.

AWB = artificial waterbodies, künstliche Wasserkörper.

Biomasse-Index (BM-Index): Mittelwert aus Chl a- und BV-Index, eine Trophie-Klassifikationsgröße.

Biomasse-Metric (BM-Metric): Einzelmetric des PSI, dessen Ergebnis in der Skala der ökologischen Qualität von 1-5 angegeben ist.

BS = Baggersee.

BV-Index = Trophie-Klassifizierungs-Index mit Phytoplankton-Biovolumen nach MISCHKE *et al.* (2010) basierend auf dem Saisonmittelwert.

Chl a-Index = Chlorophyll a-Index. Teil-Index des Trophie-Index (LAWA 1999), in der neuen Überarbeitung basierend auf dem Saisonmittelwert (→ ChlaSais).

gesch = Schichtungstyp geschichtet.

G/M = Grenze zwischen den ÖZK "gut" und "mäßig" (engl. "good" und "moderate").

H&O-Werte = Hintergrund- und Orientierungs-Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter (z.B. Sichttiefe oder Nährstoffe), welche als die Bewertung unterstützende Qualitätskomponenten gelten. Die Hintergrundwerte bezeichnen die H/G-Grenzen (u.a. OGEWV 2011), die Orientierungs-Werte die G/M-Grenze.

H/G = Grenze zwischen den ÖZK sehr gut und gut (engl. "high" und "good").

HMWB = heavily modified waterbodies, erheblich veränderte Wasserkörper, hier Seen.

KEV = künstliche und erheblich veränderte Gewässer.

klein oder **kleiner 5 ha** = Kleinseen mit einer Seefläche ≤ 5 ha.

k-Suffix = kennzeichnet künstliche oder erheblich veränderte Seen in den Seetypen des Tieflands.

MG = Mittelgebirge.

M/P = Grenze zwischen den ÖZK mäßig und unbefriedigend (engl. "moderate" und "poor").

natS = natürliche Seen.

ÖP = Ökologisches Potenzial, ist Bezeichnung der Bewertung bei AWB und HMWB und ist analog zur ÖQ und zum Ökologischen Zustand eine kontinuierliche Bewertungszahl von 0,5-5,5.

ÖQ = Ökologische Qualität, kontinuierliche Bewertungszahl von 0,5-5,5.

ÖQ <Trophieklassifizierungs-> Index = Ökologische Qualität, welche aus einem Klassifizierungs-Index (z.B. TP-Index, BV-Index, Chl a-Index) errechnet wurde, gemäß der Formel:

$\text{ÖQ} = 0,5 + (\text{Klassifizierungs-Index} - \text{trophischer Referenzwert des jeweiligen Seetyps}) \times 2.$

ÖZK = Ökologische Zustandsklasse, Bewertungszahl ganzzahlig von 1 bis 5.

P/B = Grenze zwischen den ÖZK unbefriedigend und schlecht (engl. "poor" und "bad").

poly = Schichtungstyp polymiktisch.

PP = Phytoplankton.

ST = Sichttiefe (m), STSais = Sichttiefen-Saisonmittelwert.

TBS = Tagebauseen.

TL = norddeutsches Tiefland.

TP-Index = Gesamtphosphor-Index (Teil-Index des Trophie-Index), welcher in der überarbeiteten Version auf dem Saisonmittelwert TPSais basiert (s. Kap. 3.2.2).

TPF = Gesamtphosphor-Frühjahrswert in polymiktischen Seen, Trophie-Kenngröße im System der Trophieklassifikation.

TPZ = Gesamtphosphor-Wert in geschichteten Seen zum Zeitpunkt der Vollzirkulation (Frühjahr empfohlen, alternativ ggf. Herbst möglich), Trophie-Kenngröße im System der Trophie-Klassifikation.

TP-BM-Index: Mittelwert aus TP-Index und Biomasse-Index, wird z.T. zur Herleitung und Validierung der Bewertungs-Metrics des PSI-Verfahrens, insbesondere des Algenklassen-Metrics verwendet.

TS = Talsperre.

VQ = Volumenquotient (Einzugsgebiet (m²)/Seevolumen (m³)), Einheit (m⁻¹).

VTQ = Volumen-Tiefen-Quotient (Einzugsgebiet (m²)/Seevolumen (m³) / mittlere Tiefe (m), Einheit (m⁻²).

Begriffsdefinitionen und Erläuterungen wurden aus der folgenden Literatur entnommen: DIN (1991), EU (2000) (dt. Übersetzung), CIS 2.2 – HMWB (2002) (dt. Übersetzung), IRMER *et al.* (2003), LAWA (2003b).

Altarm: Durch künstliche Flussbegradigung oder natürliche Flusslaufverlagerung eines Flusses entstandenes Gewässer, das noch eine permanente Anbindung an den Flusslauf besitzt.

Altwasser: Durch künstliche Flussbegradigung oder natürliche Flusslaufverlagerung eines Flusses entstandenes Gewässer, das nur noch temporär eine Anbindung an den Flusslauf besitzt.

Baggersee: Künstliches Abgrabungsgewässer als Folge von Sand- oder Kiesgewinnung im Grundwasserleiter.

Erheblich veränderter Wasserkörper: Aufgrund von Nutzungsansprüchen physikalisch und in seinem Wesen stark veränderter natürlicher Wasserkörper, für den gemäß WRRL als Umweltziel nicht der gute ökologische Zustand sondern ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen ist. Dieses berücksichtigt die spezifizierten Nutzungen (s.u.), welche nicht erheblich durch die ökologischen Verbesserungsmaßnahmen eingeschränkt sein dürfen. Sofern belegt werden kann, dass im Rahmen des Bewirtschaftungsplans (innerhalb 15 Jahre nach Inkrafttreten der WRRL) zumindest der gute ökologische Zustand erreicht werden kann, erfolgt gemäß CIS 2.2 – HMWB (2002) keine Ausweisung als "erheblich verändert". Die erheblichen hydromorphologischen Veränderungen durch den Menschen müssen umfassend/weit verbreitet oder tiefgreifend oder sehr offensichtlich sein und treten somit weder temporär noch periodisch auf.

Fischteich: Künstlich angelegter, ablassbarer Teich zur Haltung von Nutzfischen.

Gewässerart: Im vorliegenden Projekt verwendeter Begriff zur Unterscheidung der Bezeichnungen Talsperre, Tagebausee, Teich, Baggersee etc. .

Gewässerkategorie: Die Gewässerkategorien nach WRRL unterscheiden Seen, Flüsse, Übergangsgewässer und Küstengewässer.

Gutes ökologisches Potenzial (GÖP): Umweltziel für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper, welches in seinen Werten für die einschlägigen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten für das höchste ökologische Potenzial abweicht (s. höchstes ökologisches Potenzial unten). Gleichzeitig ist auch der gute chemische Zustand zu erreichen (§ 6 OGEV 2011)

Höchstes ökologisches Potenzial (HÖP): Höchste erzielbare ökologische Gewässergüte für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper, "nachdem alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung getroffen wurden, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die entsprechende spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben" (CIS 2.2 – HMWB 2002). Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten sollen soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp entsprechen, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist. "Die technische Durchführbarkeit sowie die Kosten (d.h. Kapitalkosten), die mit der Umsetzung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung verbunden sind, werden bei der Festlegung der Werte für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potenzials nicht berücksichtigt." (CIS 2.2 – HMWB 2002)

Künstliche Wasserkörper: Ein von Menschhand geschaffener Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung, Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers entstanden ist. Künstliche Wasserkörper können als natürliche Gewässer oder als künstliche Gewässer ausgewiesen werden (CIS 2.2 – HMWB 2002, LAWA 2003). Künstliche Gewässer, die bereits im sehr guten oder guten Zustand sind, werden nicht mit ökologischen Potenzialen bewertet, sondern können als natürliche Gewässer des ähnlichsten Seetyps gelten. Eine Ausweisung als k.W. ist demnach nur notwendig, wenn dieser den guten ökologischen Zustand nicht erreichen kann oder

nur mit Verbesserungsmaßnahmen erreichen könnte, welche die spezifizierten Nutzungen bedeutend einschränken oder die Umwelt im weiteren Sinne beeinträchtigen. Künstliche Wasserkörper können per Definition nicht als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden. Beispiele: Baggerseen, Tagebauseen, Teiche, künstlich angelegte Stauseen oder Speicher im Nebenschluss (gespeist mit Überleitungswasser), Hafenbecken. Talsperren im Hauptschluss eines Fließgewässers sind **keine** künstlichen Wasserkörper.

Nutzbringende Ziele: Die Vorteile, die aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften eines Wasserkörpers resultieren z.B. Schifffahrtskanäle. Hierzu können Vorteile, die sich aus der spezifizierten Nutzung ergeben, und die Vorteile für die Umwelt zählen.

Ökologischer Qualitätsquotient (engl. EQR = ecological quality ratio): Numerischer Wert zwischen 0 (schlechteste Klasse) und 1 (beste Klasse), der die Abweichung des Bewertungsergebnisses vom Referenzzustand beschreibt.

See: Stehendes oder nahezu stehendes oberirdisches Gewässer, dessen beckenartiges Gewässerbett durch geologische Vorgänge oder künstliche Maßnahmen entstanden ist.

Spezifizierte Nutzung: Wassernutzungen gemäß Artikel 4(3)(ii)-(v) der EU (2000) wie Schifffahrt einschl. Hafenanlagen, Freizeit, Wasserkraft, Trinkwasserversorgung, Bewässerung, Wasserregulierung, Schutz vor Überflutungen, Landentwässerung und weitere wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen.

Staubecken: Vom Absperrbauwerk und Gelände umschlossener Raum zum Stauen von Wasser.

Stausee: Durch Abdämmung der ursprünglichen Vorflut entstandener See.

Tagebausee: Durch Tagebau entstandener künstlicher See, in Deutschland in der Regel Braunkohleabbau.

Talsperre: Durch Aufstau eines Fließgewässers entstandener Wasserkörper, welcher über den Querschnitt des Wasserlaufes hinaus in der Regel den gesamten Talquerschnitt absperrt. T. haben im Sinne der WRRL einen Kategorienwechsel vom Fluss- zum Seewasserkörper durchlaufen. Sie werden per Definition deshalb zunächst als erheblich veränderte Fließgewässer betrachtet, zur Bewertung jedoch der am besten vergleichbaren Oberflächengewässerkategorie – den Seen – zugeordnet. Für das weitere Bewertungsverfahren ist für die meisten Mittelgebirgstalsperren keine Zuordnung zu dem ähnlichsten natürlichen Seetyp möglich, da die Mittelgebirgstypen größtenteils durch Talsperren repräsentiert sind (MATHES *et al.* 2002). Diese T. müssen somit zur Herleitung des seetypspezifischen Referenzzustandes herangezogen werden, der bei der späteren Bewertung dem höchsten ökologischen Potenzial entsprechen kann, aber nicht zwingend muss.

Teich: Künstlich geschaffener See geringer Tiefe, der durch eine Ablassvorrichtung entleert werden kann. Eine thermische Schichtung des Wasserkörpers tritt nur selten oder nicht ein. T. werden oft fischereilich bewirtschaftet.

Tümpel: Meist kleines und flaches, periodisch austrocknendes Gewässer.

Weiber: Natürlich entstandener oft kleiner See geringer Tiefe, der potenziell über die gesamte Fläche mit Makrophyten besiedelt werden kann. Eine thermische Schichtung des Wasserkörpers tritt nur selten oder nicht ein.

8 Literatur

- BIRK, S. (2010): Overview report of biological assessment methods used in national WFD monitoring programs. SECOND DRAFT - Methods for lakes - 18 March 2010 exported from the WaterView2 - Database on assessment methods for lakes, rivers, coastal and transitional waters in Europe WISER Workpackage 2.2 - <http://www.wiser.eu>
- CIS 2.2 – HMWB (2002): Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance Document No. 4. Common Implementation Strategy for the water framework directive (2000/60/EC). 118 S.
- CLAUSSEN, U., MÜLLER, P., ARLE, J. (2012): WFD CIS ECOSTAT WG A Report "Comparison of Environmental Quality Objectives, Threshold values or Water Quality Targets Set for the Demands of the European Water Framework Directive". Stand 29.02.2012, 27 S.
- DIN (1991): Wasserwesen. Begriffe. Normen. DIN-Taschenbuch 211. 2. Auflage. Beuth Verlag Berlin Köln, 388 S.
- DOLMAN, A. & WIEDNER, C. (2013): Statistische Analysen der Datenbank. Modul 1: Stickstoff als Steuergröße des Phytoplanktons. In: Jahresbericht 2012: Nitrolimit – Stickstofflimitation in Binnengewässern. Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? 160 S.
- EU COMMISSION (2011): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 14 Guidance document on the Intercalibration process 2008-2011 Technical Report - 2011 – 045 DOI : 10.2779/99432 Download: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/intercalibration_1/_EN_1.0_&a=d
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2008): Entscheidung 2008/915/EG der Kommission vom 30. Oktober 2008 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, 2008. Aktenzeichen K(2008) 6016).
- EUROPEAN UNION (EU) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., ECKERT, B., TWORECK, A. & LEBMANN, D. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. Abschlussbericht LAWA-Projekt Nr. O 3.06, 100 S.. Stand 2. März 2009.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:332:0020:01:DE:HTML>
- IRMER, U., BLONDIK, K., RECHENBERG, B. (2003): Typologie für Standgewässer in Deutschland nach WRRL. Arbeitspapier Umweltbundesamt, Berlin 18.11.2003. 3 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuchverlag, Berlin. 43 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003a): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 27 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003b): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitsexemplar, Bearbeitungsstand 30.04.2003.
- LAWA-Expertenkreis Seen (2012): Bewertung des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Seen. Arbeitspapier im Auftrag des ständigen Ausschusses Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Stand Oktober 2012.
- LEBMANN, D. & NIXDORF, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 85 S.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: NIXDORF, B. & R. DENEKE (Hrsg.): Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband: 15-24.
- MAUCH, E., SCHMEDITJE, U., MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03: 1-367.
- MAUCH, E., SCHMEDITJE, U., MAETZE, A., FISCHER, F. (2011): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Stand September 2011. <http://www.lfu.bayern.de>.

- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & DENEKE, R. (2010): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. LAWA-Projekt O 9.09, 16.07.2010 IGB Berlin. 68 S. zzgl. Anhänge.
- MISCHKE, U., BÖHMER, J. & RIEDMÜLLER, U. (2009b): Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach MISCHKE *et al.* (2009) und HOEHN *et al.* (2009) für die Bewertung von natürlichen Seen, AWB und HMWB gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie mit Anleitung zur Verwendung und Vorgaben für die Eingangsdaten „Formatvorlage_PhytoSee_Auswertungsprogramm_5_09.xls“. Stand 20.05.2009. Kostenloser Internet Download: <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html>
- MISCHKE, U. & KUSBER, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html> (Stand 25.05.2009).
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, Februar, 2008. 104 S. + Anlagen. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/>.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2009a): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA O 9.08 06.05.2009 IGB Berlin. S. 79.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., SCHÖNFELDER, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – Methodische Grundlagen. III-4.3.1. Erg. Lfg. 4/10: 1-24.
- NIXDORF, B., U. MISCHKE, E. HOEHN, & U. RIEDMÜLLER (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Stand März 2006. 189 S. und Anhänge mit Probenahme-Vorschrift.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. & MISCHKE, U. (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß EU-WRRL. In: MISCHKE, U. & NIXDORF, B. (2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Gewässerreport Nr. 10 BTU Cottbus-AR 2/2008.
- OECD (1982): siehe VOLLENWEIDER & KEREKES (1982).
- OGEWV (Oberflächengewässerverordnung) (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil 1 Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011, S. 1429.
- PHILLIPS, G., SKJELBRED, B., MORABITO, G., CARVALHO, L., SOLHEIM, A.L., ANDERSEN, T., MISCHKE, U., DE HOYOS, C. & BORICS, G. (2010): WISER Deliverable D3.1-1: Report on phytoplankton composition metrics, including a common metric approach for use in intercalibration by all GIGs. Download: <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 120 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & MISCHKE, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. 6 S.
- TGL 27885/07 in: Fachbereichsstandard (1982): "Nutzung und Schutz der Gewässer – stehende Binnengewässer – Klassifizierung". TGL 27885/07, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, 16 S.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Paris, 154 S.
- WILLBY, N. & BIRK, S. (2010a): Comparability criteria for intercalibration phase 2. University of Stirling, University of Duisburg-Essen, 25 S., PDF.
- WILLBY, N. & BIRK, S. (2010b): A case study of three techniques for assessing comparability of national methods of ecological classification. University of Stirling, University of Duisburg-Essen, 49 S., PDF.
- WOLFRAM, G., DONABAUM, K. (2009): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRR. Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen. Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Lebensministerium.at, ISBN 978-3-85174-069-1. 52 S.

9 Anhang

9.1 Trophieklassifizierung – Index-Zuweisung für die Parameter in Tabellen

Tabelle 77: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Seen der Alpen, Voralpen und des Mittelgebirges.

Seegruppe:	AVAMGgesch	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophicindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
oligotroph	0,5	0,9	8,9	4	3
	0,6	1,0	8,4	4	4
	0,7	1,2	7,9	5	4
	0,8	1,3	7,4	5	4
	0,9	1,5	6,9	6	5
	1,0	1,7	6,5	6	6
	1,1	1,9	6,1	7	6
	1,2	2,1	5,7	8	7
	1,3	2,4	5,3	9	8
	1,4	2,7	5,0	10	9
mesotroph 1	1,5	3,0	4,7	11	10
	1,6	3,4	4,4	12	11
	1,7	3,8	4,1	13	13
	1,8	4,3	3,9	15	14
	1,9	4,8	3,6	17	16
mesotroph 2	2,0	5,4	3,4	18	18
	2,1	6,0	3,2	20	20
	2,2	6,8	3,0	23	23
	2,3	7,6	2,8	25	25
	2,4	8,6	2,6	28	29
eutroph 1	2,5	9,6	2,5	31	32
	2,6	11	2,3	35	36
	2,7	12	2,2	38	40
	2,8	14	2,0	43	45
	2,9	15	1,9	47	51
eutroph 2	3,0	17	1,8	53	57
	3,1	19	1,66	58	64
	3,2	22	1,56	65	72
	3,3	25	1,46	72	81
	3,4	28	1,37	80	90
polytroph 1	3,5	31	1,28	89	102
	3,6	35	1,20	99	114
	3,7	39	1,13	109	128
	3,8	44	1,06	122	144
	3,9	49	0,99	135	161
	4,0	56	0,93	150	181

Tabelle 78: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Talsperren alle Ökoregionen.

Seegruppe:	geschTS	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
oligotroph	0,5	0,9	8,9	4	3
	0,6	1,0	8,4	4	4
	0,7	1,2	7,9	5	4
	0,8	1,3	7,4	5	4
	0,9	1,5	6,9	6	5
	1,0	1,7	6,5	6	6
	1,1	1,9	6,1	7	6
	1,2	2,1	5,7	7	7
	1,3	2,4	5,3	8	8
	1,4	2,7	5,0	9	9
	1,5	3,0	4,7	10	10
mesotroph 1	1,6	3,4	4,4	11	11
	1,7	3,8	4,1	12	12
	1,8	4,3	3,9	13	14
	1,9	4,8	3,6	14	15
	2,0	5,4	3,4	16	17
mesotroph 2	2,1	6,0	3,2	17	19
	2,2	6,8	3,0	19	22
	2,3	7,6	2,8	21	24
	2,4	8,6	2,6	23	27
	2,5	9,6	2,5	25	31
eutroph 1	2,6	11	2,3	28	35
	2,7	12	2,2	30	39
	2,8	14	2,0	33	43
	2,9	15	1,9	37	49
	3,0	17	1,8	40	55
eutroph 2	3,1	19	1,66	44	61
	3,2	22	1,56	49	69
	3,3	25	1,46	53	77
	3,4	28	1,37	59	86
	3,5	31	1,28	64	97
polytroph 1	3,6	35	1,20	71	108
	3,7	39	1,13	78	121
	3,8	44	1,06	85	136
	3,9	49	0,99	94	153
	4,0	56	0,93	103	171

Tabelle 79: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Seen (größer als 5 ha) im norddeutschen Tiefland.

Seegruppe	TLgesch	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
oligotroph	0,5	0,9	8,9	6	5
	0,6	1,0	8,4	6	5
	0,7	1,2	7,9	7	6
	0,8	1,3	7,4	7	7
	0,9	1,5	6,9	8	7
	1,0	1,7	6,5	9	8
	1,1	1,9	6,1	10	9
	1,2	2,1	5,7	10	10
	1,3	2,4	5,3	11	11
	1,4	2,7	5,0	13	12
	1,5	3,0	4,7	14	13
mesotroph 1	1,6	3,4	4,4	15	15
	1,7	3,8	4,1	17	16
	1,8	4,3	3,9	18	18
	1,9	4,8	3,6	20	20
	2,0	5,4	3,4	22	22
mesotroph 2	2,1	6,0	3,2	24	24
	2,2	6,8	3,0	26	27
	2,3	7,6	2,8	28	30
	2,4	8,6	2,6	31	33
	2,5	9,6	2,5	34	36
eutroph 1	2,6	11	2,3	37	40
	2,7	12	2,2	41	45
	2,8	14	2,0	45	49
	2,9	15	1,9	49	55
	3,0	17	1,8	54	61
eutroph 2	3,1	19	1,66	59	67
	3,2	22	1,56	65	74
	3,3	25	1,46	71	82
	3,4	28	1,37	77	91
	3,5	31	1,28	85	100
polytroph 1	3,6	35	1,20	93	111
	3,7	39	1,13	102	123
	3,8	44	1,06	111	136
	3,9	49	0,99	122	151
	4,0	56	0,93	134	167
polytroph 2	4,1	63	0,87	146	184
	4,2	70	0,82	160	204
	4,3	79	0,77	176	226
	4,4	89	0,72	192	250
	4,5	100	0,67	211	276
hypertroph	4,6	112	0,63	231	306
	4,7	126	0,59	253	338
	4,8	142	0,55	277	375
	4,9	159	0,52	303	414
	5,0	179	0,49	332	459
	5,1	201	0,46	364	507
	5,2	226	0,43	398	562
5,3	254	0,40	436	621	

Tabelle 80: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der geschichteten Seen kleiner als 5 ha.

Seegruppe	geschlein	Saisonmittelwerte			Zirkulationswert (Vollzirkulation)
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	Gesamtphosphor (µg/L)	Gesamtphosphor (µg/L)
mesotroph 1	1,6	3,4	4,4	13	11
	1,7	3,8	4,1	14	12
	1,8	4,3	3,9	15	13
	1,9	4,8	3,6	17	15
	2,0	5,4	3,4	19	17
mesotroph 2	2,1	6,0	3,2	20	19
	2,2	6,8	3,0	23	22
	2,3	7,6	2,8	25	24
	2,4	8,6	2,6	28	27
	2,5	9,6	2,5	30	31
eutroph 1	2,6	11	2,3	34	35
	2,7	12	2,2	37	39
	2,8	14	2,0	41	44
	2,9	15	1,9	45	50
	3,0	17	1,8	50	56
eutroph 2	3,1	19	1,66	55	63
	3,2	22	1,56	61	71
	3,3	25	1,46	67	80
	3,4	28	1,37	74	90
	3,5	31	1,28	82	102
polytroph 1	3,6	35	1,20	90	114
	3,7	39	1,13	99	129
	3,8	44	1,06	110	145
	3,9	49	0,99	121	163
	4,0	56	0,93	134	184
polytroph 2	4,1	63	0,87	148	207
	4,2	70	0,82	163	233
	4,3	79	0,77	180	263
	4,4	89	0,72	199	296
	4,5	100	0,67	219	333
hypertroph	4,6	112	0,63	242	375
	4,7	126	0,59	267	423
	4,8	142	0,55	295	476
	4,9	159	0,52	326	536
	5,0	179	0,49	359	604

Tabelle 81: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe > 3 m.

Seegruppe	polykl3m	Saisonmittelwerte			Frühjahrswert
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a (µg/L)	Sichttiefe (m)	TP (µg/L)	TP (µg/L)
oligotroph	0,6	1,0	9,9	5	7
	0,7	1,2	9,2	5	7
	0,8	1,3	8,5	6	8
	0,9	1,5	7,9	6	9
	1,0	1,7	7,3	7	9
	1,1	1,9	6,8	8	10
	1,2	2,1	6,3	9	11
	1,3	2,4	5,8	9	12
	1,5	3,0	5,0	11	14
mesotroph 1	1,6	3,4	4,6	13	15
	1,7	3,8	4,3	14	17
	1,8	4,3	4,0	16	18
	1,9	4,8	3,7	17	20
	2,0	5,4	3,4	19	21
mesotroph 2	2,1	6,0	3,1	21	23
	2,2	6,8	2,9	23	25
	2,3	7,6	2,7	26	27
	2,4	8,6	2,5	28	30
	2,5	9,6	2,3	31	32
eutroph 1	2,6	11	2,1	35	35
	2,7	12	2,0	38	38
	2,8	14	1,8	42	41
	2,9	15	1,7	47	44
	3,0	17	1,6	52	48
eutroph 2	3,1	19	1,5	57	52
	3,2	22	1,4	63	57
	3,3	25	1,3	70	62
	3,4	28	1,2	77	67
	3,5	31	1,1	85	73
polytroph 1	3,6	35	1,0	94	79
	3,7	39	0,9	104	85
	3,8	44	0,85	115	93
	3,9	49	0,79	127	101
	4,0	56	0,73	140	109
polytroph 2	4,1	63	0,68	155	118
	4,2	70	0,63	172	129
	4,3	79	0,58	190	140
	4,4	89	0,54	210	151
	4,5	100	0,50	232	164
hypertroph	4,6	112	0,46	256	178
	4,7	126	0,43	283	194
	4,8	142	0,40	313	210
	4,9	159	0,37	346	228
	5,0	179	0,34	382	247
	5,1	201	0,31	423	268
	5,2	226	0,29	467	291
	5,3	254	0,27	516	316
	5,5	321	0,23	631	372

Tabelle 82: Trophie-Indexzuweisung in der Gruppe der polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m.

Seegruppe	polygr3m	Saisonmittelwerte			Frühjahrswert
Trophiegrad	Trophieindex	Chlorophyll a ($\mu\text{g/L}$)	Sichttiefe (m)	TP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)
oligotroph	0,7	1,2	7,9	5	6
	0,8	1,3	7,3	6	6
	0,9	1,5	6,8	6	7
	1,0	1,7	6,2	7	8
	1,1	1,9	5,8	8	8
	1,2	2,1	5,3	8	9
	1,3	2,4	4,9	9	10
	1,5	3,0	4,2	11	12
mesotroph 1	1,6	3,4	3,9	12	13
	1,7	3,8	3,6	14	14
	1,8	4,3	3,3	15	15
	1,9	4,8	3,1	17	17
	2,0	5,4	2,9	18	18
mesotroph 2	2,1	6,0	2,6	20	20
	2,2	6,8	2,4	22	22
	2,3	7,6	2,3	25	24
	2,4	8,6	2,1	27	26
	2,5	9,6	1,9	30	28
eutroph 1	2,6	11	1,8	33	30
	2,7	12	1,6	37	33
	2,8	14	1,5	41	36
	2,9	15	1,4	45	39
	3,0	17	1,3	50	43
eutroph 2	3,1	19	1,2	55	47
	3,2	22	1,1	61	51
	3,3	25	1,0	67	56
	3,4	28	0,95	74	61
	3,5	31	0,88	82	66
polytroph 1	3,6	35	0,81	91	72
	3,7	39	0,75	100	79
	3,8	44	0,70	111	86
	3,9	49	0,64	122	94
	4,0	56	0,59	135	102
polytroph 2	4,1	63	0,55	149	111
	4,2	70	0,51	165	121
	4,3	79	0,47	182	132
	4,4	89	0,43	201	144
	4,5	100	0,40	222	157
hypertroph	4,6	112	0,37	246	171
	4,7	126	0,34	271	187
	4,8	142	0,32	300	203
	4,9	159	0,29	331	222
	5,0	179	0,27	366	242
	5,1	201	0,25	404	264
	5,2	226	0,23	447	287
	5,3	254	0,21	494	313
	5,5	321	0,18	602	372

9.2 Zusätzliche Berichte

RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., HOEHN, E. (2013): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamthosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013. 10 S.

DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2013): Verfahrensvorschrift zur Ermittlung der Grazing-Effektstärke des Zooplanktons als Interpretationshilfe für Phytoplankton-Daten in der Seenbewertung. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 24 S.

DENEKE, R., MAIER, G. (2013): Leitfaden der Zooplanktonanalyse im Gewässermonitoring (Textauszug: Probenahme). Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 6 Seiten.



Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter

Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte
für die Parameter
Gesamtphosphor und Sichttiefe

Seenbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie
- Stand 6. März 2013 -

Erstellt und aktualisiert im Rahmen von LAWA-Projekten seit 2006
des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2006-2010

Bearbeiter:

Dipl. Biol. Ursula Riedmüller, LBH Freiburg

Dr. Ute Mischke, IGB Berlin

Dipl. Biol. Eberhard Hoehn, LBH Freiburg

Fachliche Begleitung:

LAWA-Expertenkreis "Seen" unter der Leitung von Dr. Jochen Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt, und Gudrun Plambeck, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.

Inhalt:

1	Anlass und Einführung.....	2
2	Typisierung von Seen in Deutschland gemäß der Qualitätskomponente Phytoplankton.....	3
3	Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Secchi-Sichttiefe im Freiwasser von Seen.....	5
4	Mögliche Gründe für das individuelle Abweichen von Seen von den seetypspezifischen Wertebereichen.....	7
5	Ausblick.....	8
6	Literatur.....	9

1 Anlass und Einführung

Die nationale Umsetzung der von der EU verabschiedeten Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) hat die Erreichung des "guten Zustands" der Oberflächengewässer (Binnen- und Übergangsgewässer) und des Grundwassers zum Ziel. Zum Schutz der Oberflächengewässer wurde 2011 die Oberflächengewässerverordnung ausgegeben (OGewV 2011), nach der sowohl der chemische Zustand (§ 6) als auch der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial (§ 5) zu bewerten sind. Für die Beschreibung des ökologischen Zustands sind die Einstufungs-relevanten biologischen und chemischen Qualitätskomponenten (QK) einzusetzen. Dabei können die sog. "unterstützenden QK", wie die "hydromorphologischen QK" und die "allgemeinen physikalisch-chemischen QK", zu Rate gezogen werden.

Für die letztgenannten wurden für Fließgewässer von der LAWA (2007) Hintergrund- und Orientierungswerte (H&O-Werte) erarbeitet. Für die Seen liegt von RIEDMÜLLER *et al.* (2010, 2012 überarbeiteter Entwurf für RaKon), unterstützt durch den LAWA Expertenkreis Seen, für den Parameter Gesamtphosphor im Freiwasser eine Bearbeitung vor.

In der vorliegenden Bearbeitung werden die H&O-Werte für Gesamtphosphor (TP) überarbeitet und die Parameterliste um die Kenngröße Sichttiefe erweitert. Die hier vorgestellten Werte gelten für das Freiwasser von Seen (Probenahmepunkt in der Regel an der tiefsten Stelle) und besitzen einen engen Bezug zum Trophiestatus und zu den Bewertungsmaßstäben hinsichtlich der biologischen QK Phytoplankton. Die Einhaltung der Orientierungswerte insbesondere hinsichtlich Gesamtphosphor kann auf die biologischen QK Fische, Makrophyten & Phytobenthos-Diatomeen und Makrozoobenthos eine positive Wirkung ausüben, muss jedoch nicht den "guten" Zustand für diese Biokomponenten herbeiführen, da die entsprechenden Bewertungsverfahren z.T. auf andere ökologisch wirksame Stressoren kalibriert sind.

Ob die H&O-Werte auch auf saure Seen mit pH-Werten kleiner 5,5 im Jahresmittel anwendbar sind, wurde bislang noch nicht eingehend geprüft.

Die vorliegenden H&O-Werte gelten gemäß ihrer Herleitung für natürliche Seen, deren Sondertypen sowie für künstliche und erheblich veränderte Seen in Deutschland.

2 Typisierung von Seen in Deutschland gemäß der Qualitätskomponente Phytoplankton

Die taxonomische Zusammensetzung und die absolute Biomasse des Phytoplanktons sind geeignet, den Trophiestatus anzuzeigen und das Ausmaß einer diesbezüglichen Degradation - der anthropogen bedingten Eutrophierung - festzustellen. Die Differenzierung der Seetypen basiert auf dem Vorkommen von unterschiedlichen Phytoplanktontaxa (z.B. in polymiktischen vs. geschichteten Seen), einer unterschiedlichen Produktivität (z.B. in Flachseen vs. tieferen Seen) und einer zu differenzierenden Lage des trophischen Referenzzustandes - der "Referenztrophy". Die Referenztrophy von Seen ist von zahlreichen Faktoren wie z.B. der Seetiefe, dem Volumen des Seewasserkörpers, der Einzugsgebietsgröße und der Beschaffenheit der Zuflüsse abhängig. Um bei der Ermittlung der Trophy im Referenzzustand den einzelnen Seen gerecht zu werden und angemessene Sanierungsziele zu formulieren, ist eine ausreichend differenzierte Typologie notwendig.

Ausgehend von der LAWA-Seetypologie waren weitere "Untertypen" notwendig: Z.B. bei den polymiktischen Tieflandseen des Typs 11 werden der weniger flache Typ 11.1 und der sehr flache Typ 11.2 unterschieden (s. Tabelle 1). In der Ökoregion Mittelgebirge sind die polymiktischen Seen des Typs 6 je nach Morphologie und relativer Einzugsgebietsgröße (\rightarrow Volumen-Tiefen-Quotient) in drei Untergruppen mit ansteigender Referenztrophy aufgeteilt (s. Tabelle 1).

Die Referenztrophy sowie die weiteren ökologischen Zustands-Klassengrenzen für die Phytoplankton-Seetypen wurden in LAWA-Projekten (NIXDORF *et al.* 2006, MISCHKE *et al.* 2008 bis 2010, HOEHN *et al.* 2009, RIEDMÜLLER & HOEHN 2011 und RIEDMÜLLER *et al.* 2013) mit Hilfe der Trophieklassifizierung von Seen (u.a. LAWA-Index 1999), von Referenzsee-Daten im ökoregionalen Bezug im In- und Ausland sowie von Expertenmeinungen in den Bundesländern ermittelt (Ankerpunkte der ökologischen Zustandsklassen für Phytoplankton s. RIEDMÜLLER *et al.* 2013).

Künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Seen (\rightarrow KEV-Seen) wie Talsperren, Bagger- und Tagebauseen, sowie Sondertypen natürlicher Seen (Moorseen, Strandseen) werden für die Bewertung dem ähnlichsten natürlichen Seetyp zugeordnet. Liegen die KEV-Seen im norddeutschen Tiefland, erhalten sie für die Bewertung das Suffix "k" für "künstlich", z.B. 10.1k.

Seen, welche in den Niederungen großer Stromtäler, z.B. von u.a. Rhein oder Elbe liegen (z.B. Baggerseen sowie Altarme und Altwasser, welche als Sondertypen natürlicher Seen gelten) und nach ILLIES (1978) in der Regel der Ökoregion "Zentrale Mittelgebirge" zugehörig sind, werden in vielen Fällen plausibler bewertet, wenn sie als Tieflandgewässer eingetypet werden. So ist z.B. ein Baggersee in der Oberrheinebene mit relativ kleinem oder ausschließlich unterirdischem Einzugsgebiet (Grundwasserzustrom) am besten als Seetyp 13k anzusprechen und zu bewerten.

Bei der Typisierung von polymiktischen Tieflandseen ist für die Anwendung der Typisierungskriterien die folgende Reihenfolge einzuhalten:

1. Besitzt ein polymiktischer Tieflandsee Flussee-Charakter mit einer Verweilzeit von 3 bis 30 Tagen, so ist dieser ungeachtet der mittleren Tiefe und des Volumenquotients (VQ) als Typ 12 einzustufen.
2. Ist die mittlere Tiefe eines polymiktischen Tieflandsees kleiner als 3 m, so ist dieser unabhängig vom VQ als Seetyp 11.2 anzusprechen, in der Regel besitzen die Flachseen ohnehin VQ-Werte über $1,5 \text{ m}^{-1}$.
3. Wenn Seen Verweilzeiten über 30 Tage und eine mittlere Tiefe $> 3 \text{ m}$ aufweisen, wird zur Unterscheidung der Typen 11.1 und 14 das VQ-Kriterium \leq oder $> 1,5$ herangezogen.

In Tabelle 1 sind sowohl die LAWA-Seetypen nach MATHES *et al.* (2002) als auch die Seetypen für die Phytoplanktonbewertung nach MISCHKE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) sowie Hilfskriterien (u.a. von SCHÖNFELDER 2006) zur typologischen Einstufung zusammengestellt. Des

Weiteren ist für jeden Phytoplankton-Seotyp die Referenztrophiie in der Skala des Trophiie-Index nach LAWA (1999) angegeben (s. Tabelle 2 und Tabelle 1). In Seenketten, für Altarme oder nur episodisch angebundene Altwasser größerer Flüsse oder z.B. bei unbekannter Einzugsgebietsgröße sind die Typisierungskriterien teilweise nicht anwendbar und es kann ggf. mit den in Tabelle 1 genannten Hilfskriterien eine plausible Typansprache gefunden werden.

Tabelle 1: Phytoplankton-Seotypen in Deutschland nach MISCHKE *et al.* (2008) und RIEDMÜLLER & HOEHN (2011), deren Bezug zur LAWA-Seentypologie nach MATHES *et al.* (2002), sowie Typisierungskriterien und Lage der Referenztrophiie (Trophiie-Index "sehr gut/gut"-Grenze) im Trophiie-Klassifizierungssystem nach LAWA (u.a. 1999). Grün = zur Typeinstufung führende Kriterien, rot = Hilfskriterien.

Öko-region	Phyto-plankton-Seotyp	enthält Seen des MATHES-Seetypes	Calcium-Gehalt	Schichtung	VQ (m ⁻¹)	VTQ (m ⁻²)	mittlere Tiefe (m)	Wasser-verweilzeit	Trophie-Index Referenz-trophie Obergrenze
AVA	1	1	Ca-reich	poly	alle VQ		≤ 3 m		1,25
VA	2+3	2,3		gesch	alle VQ		3-15 m		1,75
A	4	4		gesch	alle VQ		> 15 m		1,75
MG	5	5/7*	Ca-reich	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m		1,75
	7	5/7*			≤ 1,5	≤ 0,18	> 8 m		1,50
	8	8/9*	Ca-arm		> 1,5	> 0,18	< 8 m		1,75
	9	8/9*			≤ 1,5	≤ 0,18	> 8 m		1,50
	6.1	6	Ca-reich oder Ca-arm	poly	≤ 10	≤ 2	> 5 m	0,5-1 a	2,25
	6.2				10 – 20	2 – 6	2 – 5 m	0,1 – 0,5 a	2,50
	6.3				> 20	> 6	< 2 m	3-30 d	2,75
TL**	10.1 (k)	10	Ca-reich	gesch	VQ 1,5-15			1-10 a	2,00
	10.2 (k)	10			VQ > 15			0,1-1 a	2,25
	13 (k)	13			VQ ≤ 1,5			10-100 a	1,75
	11.1 (k)	11	poly	VQ > 1,5			> 30 d	2,50	
	11.2 (k)	11		VQ > 1,5		≤ 3 m	> 30 d	2,75	
	12 (k)	12		VQ > 1,5			3-30 d	3,00	
	14 (k)	14		VQ ≤ 1,5			< 10 a	2,25	

A = Alpen, VA = Voralpen, AVA = Alpen- und Voralpen, MG = Mittelgebirge, TL = Norddeutsches Tiefland, poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, VQ (Volumenquotient) (m⁻¹) = Einzugsgebiet (km²) / Seevolumen (Mio m³), VTQ (Volumen-Tiefen-Quotient) (m⁻²) = VQ (m⁻¹) / mittlere Tiefe (m), a = Jahre, d = Tage.

* Seotypen 5, 7, 8 und 9 werden gemäß MATHES *et al.* (2002) nach VQ differenziert, RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) differenzieren die MG-PP-Seotypen nach VTQ. Dies führt dazu, dass einige Seen wie z.B. die Aggertalsperre nach MATHES dem Typ 5, nach Phytoplankton jedoch dem Seotyp 7 zugeordnet werden. Ebenso wird der polymiktische Mittelgebirgstyp 6 für die Phytoplankton-Bewertung nach dem Kriterium VTQ in drei Untertypen mit steigender Referenztrophiie aufgeteilt.

** KEV-Seen im Tiefland werden im PhytoSee-Phytoplankton-Bewertungsverfahren differenziert bewertet und bekommen zur Kennzeichnung das Suffix "k" nachgestellt, z.B. 13k für einen Baggersee im Tiefland mit relativ kleinem Einzugsgebiet.

Tabelle 2: Skala und Wertebereiche des Trophiie-Index (u.a. LAWA 1999) und Zuordnung der Trophiieklassen.

LAWA-Index	Trophieklasse	LAWA-Index weiter	Trophieklasse weiter
< 1,5	oligotroph	> 3,0 – 3,5	eutroph 2
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	> 3,5 – 4,0	polytroph 1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	> 4,0 – 4,5	polytroph 2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	> 4,5	hypertroph

3 Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Secchi-Sichttiefe in Seen

Auf Basis der in den Phytoplankton-Projekten entstandenen Seendatenbank, der darin enthaltenen Trophieparameter sowie der Phytoplankton-Bewertung (PSI) wurden für die Seentypen die Übergangsbereiche der Zustandsklassen "sehr gut" und "gut" sowie "gut" und "mäßig" abgeleitet. Die angewandten Methoden sind in RIEDMÜLLER *et al.* (2013) ausführlich dokumentiert. Zusätzlich wurden die überarbeitete Trophieklassifizierung von Seen (s. RIEDMÜLLER *et al.* 2013), Ziel- und Grenzwerte aus den Nachbarländern (u.a. CLAUSSEN *et al.* 2012, WOLFRAM & DONABAUM 2009) sowie die Expertenmeinungen im LAWA-Expertenkreis Seen zu Rate gezogen. Auf "Grenzwerte" zwischen den Zustandsklassen wurde bewusst verzichtet, da die Übergangsbereiche den beobachteten Auslenkungen in den Seentypen besser gerecht werden.

Die Grenzen der Übergangsbereiche sind wie folgt zu verstehen:

→ Obere Grenze: mindestens 50% der Seen/Seenjahre, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

→ Untere Grenze: mindestens 75% der Seen/Seenjahre, welche diesen Wert einhalten, werden mit "gut" bewertet.

Die "H&O-Wertebereiche" der Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe beziehen sich auf die Kenngröße "Saisonmittelwert". Als Saison wird je nach Höhenlage und Witterung der Zeitraum von März/April bis Oktober/November verstanden.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen können in der Regel aus der epilimnischen Mischprobe ermittelt werden. In Seen, die hinsichtlich Phytoplankton über die Sprungschicht hinaus beprobt werden (euphotische Tiefe), ist darauf zu achten, dass die TP-Mischprobe nicht die sauerstofffreie Zone oder Tiefenbereiche mit Phosphoranreicherungen (Sedimentrücklösung) miterfasst. Die Secchi-Sichttiefenmessung erfolgt mit einer Sichtscheibe optimal gemäß ISO 2027 (ISO-Standard ist noch in Entwicklung) oder LAWA-AQS-Merkblatt P-8/5 (2013, Entwurf). Für die Einstufung eines Seen-Jahrgangs sollten pro Parameter mindestens drei, besser sechs oder mehr plausible Messwerte in repräsentativer zeitlicher Verteilung in der Saison vorliegen.

Die Bewertungsergebnisse mittels H&O-Werten beziehen sich ausschließlich auf die Freiwasserzone von Seen.

*Anmerkungen zu Tabelle 3:

*In stark durch Huminstoffe geprägten Seen können höhere TP-Werte insbesondere durch degradierte Moore im Einzugsgebiet auftreten. Auch können eine durch die Braunfärbung bedingte Lichtlimitierung und ein erhöhter Gehalt an gelösten organischen Stoffen (DOC) fakultativ heterotrophe Phytoplanktonarten stark fördern. Unter diesen Bedingungen wird die P-Limitierung des Phytoplanktons unterlaufen und es können in Einzelfällen trotz niedriger TP-Konzentrationen höhere Phytoplanktonbiomassen auftreten. Die Sichttiefen können in diesen Seen durch die Braunfärbung verkürzt sein und nicht mehr in den angegebenen Normal-Bereichen liegen.

**Die Grenzbereiche gelten auch für die künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Sondertypen natürlicher Seen, im Tiefland also auch für die "k-Seentypen" (s. Tabelle 1).

***Im sehr flachen Tiefland-Seentyp 11.2 (mittlere Tiefe ≤ 3 m) können im Referenzzustand und in weitgehend unbelasteten Seen Phosphorrücklösungsprozesse zu deutlich höheren Konzentrationen führen.

****Flusseen (Wasserverweilzeit 3-30 Tage) mit hoher Retentionsleistung (z.B. am Beginn einer Seenkette) können im Referenzzustand sehr hohe Trophie-Zustände aufweisen, welche z.T. weit in den eutrophen Status hineinreichen. Die Gesamtphosphorkonzentrationen können in diesen Seen zwischen 40 und rund 100 $\mu\text{g/L}$ im Saisonmittel liegen.

Tabelle 3: Übergangsbereiche (Saisonmittelwerte) des "guten" ökologischen Zustands zur "sehr guten" und zur "mäßigen" Zustandsklasse für die Parameter Gesamtphosphor und Secchi-Sichttiefe bezogen auf die Phytoplankton-Seetypen. Sortierung nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztophie.

Seetyp Phytoplankton	LAWA Seetyp MATHES	Grenzbereiche Gesamtphosphor Saisonmittel ($\mu\text{g/L}$)		Grenzbereiche Sichttiefe Saisonmittel (m)	
		Grenze sehr gut/gut	Grenze gut/mäßig	Grenze sehr gut/gut	Grenze gut/mäßig
Alpen und Voralpen					
4 Alpen	4	6-8	9-12	7,0-4,5	4,5-3,0
2+3 Voralpen	2, 3	10-15	20-26	5,0-3,0	3,0-2,0
1 Alpen und Voralpen	1	(10-15)	(20-26)	(5,0-3,0)	(3,0-2,0)
Mittelgebirge					
7+9*	5, 7, 8, 9	8-12	14-20	6,0-4,5	4,5-3,0
5+8*	5, 7, 8, 9	9-14	18-25	5,5-4,0	4,0-3,0
6.1	6	18-25	30-45	3,5-2,3	2,3-1,6
6.2		25-35	35-50	3,0-2,0	2,0-1,5
6.3		30-40	45-70	2,5-1,6	1,6-1,2
Norddeutsches Tiefland**					
13	13	15-22	25-35	5,5-3,5	3,5-2,5
10.1	10	17-25	25-40	5,0-3,5	3,5-2,0
10.2		20-30	30-45	4,0-3,0	3,0-2,0
14	14	20-30	30-45	4,0-2,5	2,5-1,5
11.1	11	25-35	35-45	3,0-2,3	2,3-1,5
11.2***		28-35	35-55	3,0-2,0	2,0-1,3
12****	12	40-50	60-90	2,5-1,5	1,2-0,8

MATHES → MATHES *et al.* (2002)

Wertebereiche für Seetyp 1 in Klammern, da hier bislang nur wenige Seenjährgänge zur Ableitung vorliegen.

4 Mögliche Gründe für das individuelle Abweichen von Seen von den seetypspezifischen Wertebereichen

Gesamtphosphor:

In den im Referenzzustand oligo- oder schwach mesotrophen Seetypen wie z.B. dem Alpenseen Typ 4 oder dem Tieflandtyp 13 (vgl. Trophie-Index Referenztrophie in Tabelle 3) sind die TP-Grenzbereiche der "sehr gut/gut"-Grenze relativ eng gefasst. In diesen Trophiebereichen besteht in der Regel eine enge Kopplung und zuverlässige Korrelation zwischen TP und realisierter Planktonbiomasse. Oberhalb von TP-Konzentrationen von rund 30 µg/L im Saisonmittel nimmt die Streuung stark zu und die Seen können z.T. unerwartet hohe oder sehr niedrige Biomassen ausbilden, da andere Faktoren wie u.a. Licht oder Stickstoff die Biomasseausprägung limitieren. Hieraus ergeben sich die weiter gefassten Grenzbereiche bei den im Grundzustand eutropheren Seetypen bzw. insgesamt bei den "gut/mäßig"-Grenzen.

Spezielle Bedingungen können eine ausgeprägte Individualität oder Saisonalität des Nährstoffhaushalts und der Trophiedynamik verursachen. Hierzu einige Beispiele:

- Durch Makrophyten dominierte oder beeinflusste Seen, deren Phytoplanktongesellschaft durch eine hohe Präsenz von Makrophyten teilweise gehemmt wird (u.a. Förderung von Zooplanktern und entsprechendem Fraß, Nährstoffkonkurrenz sowie allelopathische Effekte) und welche geringere Phytoplanktonbiomassen bei vergleichsweise hohen Gesamtphosphorwerten aufweisen.
- Seen, die aufgrund von Eutrophierungsprozessen in der Vergangenheit nährstoffbelastete Sedimente besitzen, aus denen zu Stagnationszeiten eine Phosphor-Rücklösung in den Wasserkörper stattfindet. In diesen Seen kann sich trotz bereits vollzogener Sanierung im Einzugsgebiet über viele Jahre eine relativ hohe Trophie halten, da der oft episodisch stattfindende interne Eintrag anhält. In diesen Fällen kann der TP-Orientierungswert erreicht oder unterschritten sein und die PSI-Bewertung zeigt aufgrund der anhaltend hohen Biomassen immer noch einen schlechteren Zustand an.
- Seen, die aufgrund ihrer Lage in Seenketten eine höhere Retentionsleistung vollbringen und natürlicherweise höhere Sedimentbelastungen aufweisen, welche schichtungs- und witterungsbedingt remobilisiert werden. Dies trifft z.B. auf Flach- und Flusseen zu, welche sich am Beginn einer Seenkette befinden (vgl. SCHÖNFELDER 2004) sowie auf Altarme größerer Ströme.
- Seen, deren Schichtungsverhalten labil ist und die witterungsbedingt bereits im Sommer durchmischen und auf diese Weise eine aus dem Sediment oder der Tiefenzone des Sees stammende Nährstoffhöhung in der Wassersäule erleiden. Diese Seen sind hinsichtlich ihres Seetyps oder besonderer Jahre differenziert zu betrachten. Ähnliche Vorgänge treten auch in Talsperren bei Stauzielabsenkungen auf. Oft treten nach einer vorzeitigen sommerlichen Durchmischung bei guter Witterung im Herbst nochmals Phytoplankton-Biomassemaxima auf, welche in ihrer Höhe mit der Frühjahrsblüte vergleichbar sind.
- Seen, deren Verweilzeit und Zuflussmengen sich im Verlauf eines Jahres stark verändern und die einen schwankenden Einzugsgebietseinfluss sowie stark schwankende Retentionszeiträume und -raten besitzen. Beispiele sind Flusseen, schnell durchflossene Talsperren und an Flüsse angebundene Altarme, Baggerseen oder Torfabbauseen.
- Seen mit gegliedertem Wasserkörper, deren typologische Einstufung sich nur auf ein Teilbecken des Sees bezieht und bei denen eine Repräsentativität des Messpunktes deshalb möglicherweise nur zum Teil gegeben ist.
- In der jüngeren Vergangenheit sanierte Seen, deren Nährstoffkonzentrationen stark zurückgegangen sind, deren Phytoplanktonbiozönose jedoch noch auf einem relativ hohen Trophie-Niveau verharrt und z.B. von für das Zooplankton schlecht fressbaren Algen bestimmt wird.

- Stark durch Huminstoffe geprägte Seen, in deren Einzugsgebiet degradierte Mooregebiete liegen, welche einen erhöhten Phosphorausstrag aufweisen.
- Seen, deren Nahrungsnetze durch einen hohen Weißfischanteil und eine dadurch stark dezimierte Zooplanktonbesiedlung gekennzeichnet sind und die deshalb im Verhältnis zur Phosphorkonzentration erhöhte Algenbiomassen aufweisen können. Des Weiteren kann aufgrund veränderter Selektionsbedingungen die Zusammensetzung der Algengesellschaft (z.B. Dominanz von fädigen nicht fressbaren Blaualgen) verändert sein. Solche Seen können unter Umständen den guten ökologischen Zustand für die Phytoplanktonbewertung nicht erreichen, obwohl die TP-Konzentrationen die Orientierungswerte des "guten" Zustands einhalten.

Sichttiefe

Die Secchi-Sichttiefe (ST), die mit einer Sichtscheibe gemessen wird, ist ein einfach zu bestimmendes Maß für die Durchsichtigkeit des Wassers. In vielen Seen besteht eine relativ gute Korrelation zur Phytoplanktonbiomasse (s. RIEDMÜLLER *et al.* 2013, Kap. 3.2.6). Diese Messmethode wird deshalb in der Regel zum Zweck der Trophie-Ermittlung eingesetzt. Die 2,5fache Tiefe der Secchi-Sichttiefe gilt als Untergrenze der trophogenen Zone, d.h. derjenigen Zone, in der das Phytoplankton wachsen kann (s. NIXDORF *et al.* 2010).

Größere Partikel wie Zooplankter oder größere Algenarten (z.B. *Gloeotrichia* oder *Ceratium*) beeinflussen die Sichttiefe nicht oder kaum. Dagegen können kleinere mineralische Partikel (z.B. aus Bodenerosion und Kiesbaggerung sowie Gletschertrübe) und gelöste Substanzen wie Humin- und Fulvosäuren oder Abwasser aus der Zellstoffherstellung die Sichttiefe erheblich beeinflussen und zu irreführenden Ergebnissen führen. Bei der Bewertung mit den H&O-Werten für die Sichttiefe zum Zwecke der Trophie-Ermittlung muss deshalb sicher gestellt werden, dass keine das Lichtklima störenden Inhaltsstoffe vorhanden sind.

Die Herleitung der ST-H&O-Werte erfolgte unter Ausschluss von Seen, welche die genannten Störungen aufweisen, wie z.B. oft trübe, an größere Fließgewässer angebundene Seen, noch genutzte Baggerseen, hydraulisch belastete, zum Hochwasserschutz genutzte Talsperren sowie Huminstoffgefärbte Seen im Mittelgebirge. Für diese Seen sind die H&O-Werte je nach Ausprägung nur eingeschränkt oder nicht gültig. Ein Anhaltspunkt für "zu kurze" Sichttiefen kann aus der Trophie-Klassifizierung abgeleitet werden. Bei großen Abweichungen des Sichttiefen-Index vom Chlorophyll a-Index und den Phosphor-Indices ist zu vermuten, dass die Sichttiefe nicht nur die Algenbürtige Trübung widerspiegelt und deshalb zur Trophie-Ermittlung nur begrenzt anwendbar ist.

5 Ausblick

Die Vorstellungen über Referenzzustände in den Seentypen und die entsprechenden H&O-Werte können sich im Zusammenhang mit neuen Seendaten und paläolimnologischen Erkenntnissen, Veränderungen in der Seentypologie sowie abweichenden Vorstellungen und Erkenntnissen in den europäischen Nachbarstaaten ändern und die Werte müssten dann ggf. angepasst werden.

Zur Seenbewertung mit den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern besteht ein Erweiterungsbedarf für die in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) genannten Kenngrößen Temperatur, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand und Nährstoffverhältnisse, hier insbesondere Stickstoff. Der LAWA-Seen-Expertenkreis hält bislang nicht alle in der WRRL vorgeschlagenen Parameter für die Seenbewertung für sinnvoll. Bisher werden die Kenngrößen Sichttiefe und die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff als geeignet angesehen. Für Stickstoff-Komponenten oder für den Parameter Gesamtstickstoff werden in einem Folgeprojekt (LAWA-Projekt-Nr. O 8.12) Hintergrund- und Orientierungswerte formuliert.

6 Literatur

- CLAUSSEN, U., MÜLLER, P., ARLE, J. (2012): WFD CIS ECOSTAT WG A Report "Comparison of Environmental Quality Objectives, Threshold values or Water Quality Targets Set for the Demands of the European Water Framework Directive". Stand 29.02.2012, 27 S.
- EUROPEAN UNION (EU) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., LEBMANN, D. & NIXDORF, B. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. Endbericht LAWA-Projekt-Nr.: O 3.06. 96 S. Download über www.gewaesserfragen.de.
- ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. – 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag Berlin. 74 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2007): Background Levels and Benchmarks Regarding Physicochemical Components. Aus: LAWA AO Framework Concept Monitoring. Part B: Assessment Principles and Method Descriptions. Stand März 2007 – Verfasser: Dr. Frottscher-Hoof.
- LAWA-AQS-MERKBLATT P-8/5 (2013): Probenahme aus Seen. Entwurf Stand 28. Februar 2013.
- MATHES, J., G. PLAMBECK & J. SCHAUMBURG (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: NIXDORF, B. & R. DENEKE (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus *Aktuelle Reihe* 5/02: 15-24.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2009): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA O 9.08, 06.05.2009 IGB Berlin. 79 S.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow im Februar 2008. Gewässerreport 10, BTU Cottbus *Aktuelle Reihe* 2/08: 7-146.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R. (2010): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Projekt O 9.09. Stand 24.09.2010. 89 S.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., SCHÖNFELDER, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – Methodische Grundlagen. III-4.3.1. Erg. Lfg. 4/10: 1-24.
- NIXDORF, B., U. MISCHKE, E. HOEHN, & U. RIEDMÜLLER (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Stand März 2006. 189 S. und Anhänge mit Probenahme-Vorschrift.
- OGEWV (Oberflächengewässerverordnung) (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil 1 Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011, S. 1429.

- RIEDMÜLLER, U. & HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrenanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 120 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., MISCHKE, U., DENEKE, R. (2013): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 146 S. zzgl. Anhänge.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & MISCHKE, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. 6 S.
- SCHÖNFELDER, I. (2004): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen. Abschlussbericht im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. 54 S. zzgl. Anhang.
- SCHÖNFELDER, J. (2006): Arbeitspapier "Referenzzustände der diatomeenbasierten Seetypen Norddeutschlands nach trophischen Kriterien" (Jörg Schönfelder, 2006). 1 S.
- WOLFRAM, G., DONABAUM, K. (2009): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRR. Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen. Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Lebensministerium.at, ISBN 978-3-85174-069-1. 52 S.

**Verfahrensvorschrift zur Ermittlung
der Grazing-Effektstärke des
Zooplanktons als Interpretationshilfe
für Phytoplankton-Daten in der
Seenbewertung**

Stand: März 2013

Version 1.0d Beta

Rainer Deneke, Gerhard Maier und Ute Mischke

Anschriften der Autoren

Dr. Rainer Deneke
BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestr. 45 , 15526 Bad Saarow
E-Mail: info@zooplankton.eu

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

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

Impressum

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

Inhalt

	Vorwort	2
1	Einleitung	3
2	Abkürzungen der Begriffe	5
3	Anwendungsbereich	5
4	Zweck des Verfahrens	6
5	Kurzbeschreibung wichtiger Begriffe	6
6	Grundlagen des Verfahrens	9
7	Störungen	12
8	Berechnung der Indizes	13
8.1	Eingangsdaten	13
8.2	Mathematische Ableitung der Indizes	13
8.3	Mittel- und Einzelwerte	15
8.4	Runden und Klassifizieren der Indexwerte	15
9	Angabe der Ergebnisse	15
9.1	Visualisierung	16
10	Ausblick	16
11	Interpretationsbeispiele	17
12	Literaturhinweise	19
	Anhang A	21
	Anhang B	23
	Anhang C	25

Vorwort

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

Es ist das Ziel dieser Vorschrift die Herleitung und Begründung verschiedener Grazing-Indizes für das Metazooplankton kurz und verständlich darzustellen sowie die Berechnung und die Interpretationsmöglichkeiten nachvollziehbar zu machen.

Durch die Nichtberücksichtigung des Metazooplanktons in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) sind die zahlreichen Möglichkeiten der Bioindikation mithilfe des Zooplanktons etwas aus dem Blickfeld geratenen. Grazing-Indizes als Interpretationshilfe von Nahrungsnetzinteraktionen zeigen aber, dass mithilfe des Zooplanktons wichtige Ökosystemprozesse besser verstanden und dadurch letztlich Managemententscheidungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustand eines Gewässers besser abgesichert werden können.

Das hier beschriebene Verfahren befindet sich in einer Testphase mit dem Ziel der weiteren statistischen Validierung und Prüfung auf Praktikabilität, in deren Verlauf weitere Anpassungen zu erwarten sind. Zukünftige Versionen und ergänzende Dateien sind vom erstgenannten Autor unter info@zooplankton.eu zu beziehen.

Das Format einer Verfahrensvorschrift wurde hier gewählt, um schon im Vorfeld auf die Möglichkeit und Notwendigkeit einer Standardisierung solcher Verfahren hinzuweisen, damit – auch über verschiedene Versionen hinweg – die Vergleichbarkeit erhalten bleibt. Dies erscheint für die Methoden der Zooplankton-Analyse insgesamt notwendig, da es im Gegensatz zu den Biokomponenten der EU-WRRL bisher nur zu einer unzureichenden Normierung (Ausnahmen: Probenahme nach DIN EN 15110; LVLim 2012) und Kalibrierung gekommen ist. Zukünftig wird die Qualitätssicherung aber eine wichtige Voraussetzung für die Akzeptanz und Beauftragung im Rahmen der Gewässerüberwachungsprogramme der Länder sein.

Danken möchten wir den Kollegen aus den verschiedenen Landesämtern der deutschen Bundesländer (LAWA-Seenexpertenkreis) für die Bereitstellung von Monitoringdaten und zahlreiche hilfreiche Diskussionen sowie die kontinuierliche Unterstützung durch den Lehrstuhl für Gewässerschutz (Frau Prof. Nixdorf) der BTU Cottbus.

1 Einleitung

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

Nach der Entwicklung des Phyto-See-Index (Mischke et al., 2008) zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton, wurde deutlich, dass einige Seen eine – abweichend vom Erwartungswert – zu hohe oder zu niedrige Biomasse aufwiesen oder von einer unerwarteten Artenzusammensetzung besiedelt wurden. Besonders wenn der geforderte „gute ökologische Zustand“ auf absehbare Zeit nicht erreicht werden kann, ist die ausschließliche Betrachtung der Nährstoffbelastung nicht hinreichend. Nahrungsnetzeffekte, insbesondere die Phytoplankton–Zooplankton–Interaktion, können in diesen Fällen eine entscheidende Rolle spielen.

Degradierete Nahrungsnetze mit nur geringem Grazing-Effekt auf das Phytoplankton durch die Dominanz kleiner, wenig effektiver Filtrierer sind oft die Folge der überstarken Dominanz planktivorer Fische (Brooks & Dodson, 1965), also einer zu starken Top-Down-Kontrolle im planktischen Nahrungsnetz durch großenselektive Räuber. Solche Nahrungsnetzeffekte können nach dokumentierten Einzelstudien auch auf die Bewertung mit dem Phyto-See-Index einen erheblichen Einfluss nehmen. Andererseits kann unter hocheutrophen Bedingungen ein starker, aber unsichtbarer bzw. inverser Grazing-Effekt die unerwünschte Dominanz nicht-fressbarer Cyanobakterien stabilisieren oder sogar verstärken, indem selektiv die fressbaren Konkurrenten im Phytoplankton dezimiert werden (Lampert, 1987; Benndorf, 1995; Böing, 1998). In beiden Fällen spielt die Beurteilung des Faktors Grazing eine wichtige Rolle bei der Interpretation von Phytoplankton-Daten und ggf. der Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. Als Handlungsoption kommen deshalb, neben der Verringerung der Nährstoffeinträge, auch Möglichkeiten der Nahrungskettensteuerung durch eine veränderte Fischbewirtschaftung in Frage (Benndorf, 1994). Bisher konnte der Phyto-See-Index solche mehr über das Nahrungsnetz (Top-Down) regulierten Zustände des Phytoplanktons nicht von solchen unterscheiden, in denen eine (weitere) Nährstoffverminderung (Bottom-Up) die größte Wirkung erzielen könnte. Um die Interaktion des Phyto-See-Index mit dem Faktor Zooplankton-Grazing zukünftig zu erfassen, wurden im Auftrag der LAWA mehrere Grazing-Indizes entwickelt auf der Basis von Monitoringdaten mit monatlicher Zooplankton-Probenahme parallel zum Phytoplankton. Denn während die Stärke des Raubdrucks durch Fische auf das Zooplankton nach der gängigen Theorie (Size-Efficiency-Hypothese, Hall et al., 1976) mithilfe von Größenindizes beschrieben werden kann, stehen für den Fraßdruck

auf das Phytoplankton (Grazing), außer dem Ansatz von Jeppesen et al. (1997, s. Abschnitt [Grundlagen des Verfahrens](#)), kaum Alternativen auf der Grundlage von Monitoringdaten zur Verfügung.

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

In erster Linie bewirkt unter eutrophen Bedingungen eine erhöhte Biofiltration eine Veränderung in der Zusammensetzung des Phytoplanktons mit einem höheren Anteil großer Taxa, vorwiegend Cyanobakterien, was einer Verschlechterung der Futterqualität für das filtrierende Zooplankton entspricht (Benndorf, 1995). Während sich bei Trinkwassertalsperren dadurch sogar die technische Abfiltrierbarkeit des unerwünschten Phytoplanktons verbessert, spielt dieser Aspekt bei den natürlichen Gewässern keine Rolle. Im Gegenteil, er zeigt, dass ein Größenindex, wie der CSI, zwar zur Beschreibung des Fraßdrucks durch Fische taugt, aber die indirekten Effekte des intensiven Grazing (bzw. der Biofiltration), die zu einer geringeren Futterqualität führen, nicht abbilden kann. Es fehlten bisher für das Zooplankton-Grazing die geeigneten Parameter.

Der hier beschriebene Ansatz stellt dagegen die Berechnung der Futterqualität aus der jeweiligen Zusammensetzung des Zoo- und Phytoplanktons in den Mittelpunkt. Dadurch wird die bisherige Abschätzung des Grazing-Effekts für das gesamte Phytoplankton bzw. entsprechende Summenparameter (Chlorophyll *a*) ergänzt durch die Wahl der „fressbaren Phytoplankton-Biomasse“ als zusätzliche Bezugsgröße, die mithilfe einer Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix berechnet werden kann. Trotzdem ist der Ansatz von Große (2009), wegen seiner großen Datenbasis und im Hinblick auf das gemeinsame Ziel, das Potential des Metazooplankton-Grazing zur Verbesserung der Wasserqualität zu beschreiben und möglichst auch zu nutzen, wichtig und wird bei der Weiterentwicklung der hier beschriebenen Grazing-Indizes berücksichtigt.

Die Grazing-Indizes nach diesem Verfahren sind kein Ersatz für *in situ*-Messungen oder komplexe, modellhafte Abschätzungen der Grazing-Verluste des Phytoplanktons. Sie können aber auf einfache Weise ein Potential beschreiben, das für die gewässerökologische Gesamtbeurteilung wichtig ist. Die Einflüsse anderer wichtiger Faktoren, z.B. abiotische Stressoren und hydrologische Verhältnisse, werden sich im nächsten Entwicklungsschritt in einer geeigneten Gruppierung der Gewässer und der Eingrenzung des Anwendungsbereichs der Indizes niederschlagen.

2 Abkürzungen der Begriffe

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

Tabelle 2.1 Abkürzungen der verwendeten Begriffe.

Abk	Erläuterung
Z	gesamte Zooplankton-Biomasse
P	gesamte Phytoplankton-Biomasse
Z/P	Z/P-Verhältnis
P_{ed}	gesamte fressbare Phytoplankton-Biomasse (ed: edible, engl.: essbar)
P_{edC}	fressbare Phytoplankton-Biomasse für Cladoceren
FQI	mittlerer Futterqualitätsindex für das Metazooplankton
FQIC	mittlerer Futterqualitätsindex für die Gilden der Cladoceren
FQF	fixer Futterqualitätsfaktor in der Interaktionsmatrix
MGI	Metazooplankton-Grazing-Index
CGI	Cladoceren-Grazing-Index
GES	Grazing-Effektstärke
MCM	Mittlere Cladocerenmasse

3 Anwendungsbereich

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

Das Zooplankton-Grazing kann durch die hier beschriebenen Indizes besser als eine wichtige Einflussgröße für die Phytoplankton-Entwicklung charakterisiert werden. Unterschiedliche Aspekte können dabei mit verschiedenen Indizes differenziert erfasst werden. So lassen sich nicht nur Fragen nach der potentiellen Bedeutung des Grazing für eine Verbesserung der Sichttiefe im Gewässer besser beurteilen, sondern auch die relative Bedeutung der Nahrungslimitation im Vergleich zum Fraßdruck durch Fische für die Entwicklung und Zusammensetzung des Zooplanktons (vergl. Lampert, 1988).

Da die Intensität des Grazing *in situ* hoch-variabel ist, müssen die hier errechneten Absolutwerte unter Berücksichtigung möglicher Störungen (s. Kapitel 7), der saisonalen Planktonsukzession (z.B. Klarwasserstadium, s. Kapitel 11) und der Trophie des Gewässers verwendet werden. Die besten Interpretationsmöglichkeiten bestehen dort, wo klassifizierte Extremwerte auftreten oder sich deutliche Differenzen zwischen den verschiedenen Indizes, dem Z/P-Verhältnis sowie MGI oder CGI, ergeben. Stets müssen die Indexwerte im Kontext der Basisparameter, d.h. der abiotischen Bedingungen, der absoluten Biomassen, der Artenzusammensetzung und der Größenstruktur der Zönose, betrachtet werden.

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

4 Zweck des Verfahrens

Der Zweck des Verfahrens ist die Bereitstellung einer Interpretationshilfe für die Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion durch die Berechnung von verschiedenen Grazing-Indizes auf der Basis von Daten aus den Routinemessprogrammen zur Gewässerüberwachung. Dabei spielt insbesondere die bisher zu wenig berücksichtigte Futterqualität des Phytoplanktons für die Beurteilung des Grazing-Effekts eine zentrale Rolle. Mithilfe dieses Verfahrens wird die fressbare Phytoplankton-Biomasse abgeschätzt und als zusätzliche Bezugsgröße neben der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons verwendet.

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

5 Kurzbeschreibung wichtiger Begriffe

Metazooplankton (Z)

Das Metazooplankton umfasst das mehrzellige Zooplankton, genauer gesagt die Gruppe der Rotatoria (oder Rotifera, entspricht den Rädertieren) und die Gruppe der Kleinkrebse (Crustacea), bestehend aus den zwei Untergruppen der Copepoda (Ruderfußkrebse), den Calanoida und den Cyclopoida, sowie den Cladocera (Blattfußkrebse). Demgegenüber stehen die Protozoa (Einzeller), die nicht Gegenstand dieses Verfahrens sind. Andere streng litorale oder benthische Taxa, auch wenn sie zu den Krebsen (z.B. Harpacticoida) oder Rädertieren gehören, werden durch dieses Verfahren nicht erfasst. In dieser Verfahrensbeschreibung wird oft der traditionelle Ausdruck „Zooplankton“ verwendet, womit regelmäßig das Metazooplankton im obigen Sinne gemeint ist. Die Biomasse des Metazooplanktons kann als Trockenmasse (in mg/l) oder als Biovolumen (in mm³/l) erfasst werden.

Cladoceren (C)

Die Cladocera (Blattfußkrebse) gehören zu den Kleinkrebsen und ihre Vertreter im Plankton sind bis auf wenige räuberische Arten effektive Filtrierer mit einem hohen, größtenteils parthenogenetischen Vermehrungspotential. Bekannt und besonders wichtig sind die Daphnien (Wasserflöhe), die durch intensives Grazing, z.B. im Frühsommer, ein Klarwasserstadium auslösen können. Cladoceren, und insbesondere Daphnien, sind sehr empfindlich gegenüber grössenselektiven Raubdruck durch Fische. Sie sind

nur in geringem Maße fluchtfähig und besitzen wenige Abwehrmechanismen, weshalb die Größenstruktur einer Population die Intensität des Raubdrucks durch Fische gut widerspiegelt. Mit „Cladoceren“ sind in dieser Vorschrift stets die herbivoren Cladoceren gemeint, also ohne die großen, räuberischen Arten *Leptodora kindtii* und *Bythotrephes longimanus*.

Grazing

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

Z/P-Verhältnis (Z/P)

Der Quotient aus der Biomasse des Zooplanktons und der Biomasse des Phytoplanktons wird Z/P-Verhältnis genannt und beschreibt den Umsatz von Phytoplankton- in Zooplankton-Biomasse. In einer einfachen Abschätzung läßt sich durch Annahme einer spezifischen Ingestionsrate (z.B. 100 % der Zooplankton-Biomasse pro Tag) und Multiplikation mit der Zooplankton-Biomasse Z die potentiell vom Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse P_{ing} berechnen (s. Abschnitt 6). Dadurch wird aus dem Z/P-Verhältnis quasi ein P_{ing}/P -Verhältnis, dass dann als indirektes Maß für die potentielle Grazing-Intensität des Zooplanktons auf das gesamte Phytoplankton verwendet werden kann (Jeppesen et al., 1997).

Fressbare Phytoplankton-Biomasse (P_{ed})

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

Relative Futterqualität

Das Konzept der relativen Futterqualität bedeutet, dass der Futterqualitätsindex nicht nur von der Zusammensetzung des Phytoplanktons, sondern ebenso von den Dominanzverhältnissen innerhalb des Zooplanktons im betrachteten Zeitraum abhängt (s. FQI).

Gilden

Das Zooplankton und das Phytoplankton werden zur Vereinfachung vor der Berechnung des Anteils der fressbaren Phytoplankton-Biomasse in funktionelle Gruppen/Einheiten (Gilden) eingeteilt.

Futterqualitätsfaktoren (FQF)

Die Futterqualitätsfaktoren sind eine Abschätzung aus der Literatur und Expertenwissen für die Interaktionsstärke zwischen spezifischen Phyto- und Zooplankton-Gilden.

Interaktionsmatrix

(eigentlich: Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix) Die Interaktionsmatrix verknüpft in einer Matrix die Zooplankton- mit den Phytoplankton-Gilden und ordnet den jeweiligen paarweisen Interaktionen einen Futterqualitätsfaktor zu, mit dem durch Multiplikation der Anteil des potentiell fressbaren Phytoplanktons errechnet werden kann.

Futterqualitätsindex (FQI)

Der Futterqualitätsindex beschreibt den Anteil der fressbaren Phytoplankton-Biomasse (P_{ed}) an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons (P). Er ist deshalb wie P_{ed} auch ein mithilfe der Zooplankton-Gildenbiomassen gewichteter Mittelwert. Die Angabe erfolgt in % der gesamten Phytoplankton-Biomasse; er kann nicht über 100 % liegen.

Futterqualitätsindex-Cladoceren (FQIC)

Der FQIC beschreibt analog zum FQI die Futterqualität, aber nur für die Zooplankton-Gilden der Cladoceren.

Metazooplankton-Grazing-Index (MGI)

Der Metazooplankton-Grazing-Index steht neben dem Futterqualitäts-Index im Zentrum dieses Verfahrens und beschreibt die potentielle Grazing-Stärke auf der Basis des fressbaren Phytoplanktons. Er ist damit eine wichtige Vergleichsgröße zum Z/P-Verhältnis.

Cladoceren-Grazing-Index (CGI)

Der Cladoceren-Grazing-Index beschreibt analog zum MGI die potentielle Grazing-Stärke auf der Basis des fressbaren Phytoplanktons, aber nur bezogen auf die Zooplankton-Gilden der Cladoceren.

Grazing-Effektstärke (GES)

Die Grazing-Effektstärke ist ein klassifizierter Index und stellt als zusammenfassende Größe das Maximum der drei klassifizierten Grazing-Indizes Z/P, MGI bzw. CGI als Endergebnis des hier beschriebenen Verfahrens dar. Zur Klassifizierung siehe Abschnitt [Angabe der Ergebnisse](#).

Mittlere Cladocerenmasse (MCM)

Die mittlere Cladocerenmasse ist, obwohl streng genommen eine Masse, ein sehr einfach zu berechnender Größenindex und kann als grobes Maß für den durch planktivore Fische ausgeübten Fraßdruck auf die Cladoceren verwendet werden (s. Jeppesen et al., 1997). Er wird berechnet aus dem Quotienten der mittleren Cladoceren-Trockenmasse (in $\mu\text{g/l}$) und der mittleren Cladoceren-Abundanz (in Ind/l) und angegeben in $\mu\text{g/Ind}$

Trockenmasse. Da es bisher keine Kalibrierung im Sinne einer Prädationsstärke durch Fischfraß gibt, kann als einfacher Orientierungswert, die mittlere Masse eines 1 mm großen *Daphnia*-Individuums aus dem *Daphnia-galeata*-Komplex von ca. $6 \mu\text{g}/\text{Ind}$ Trockenmasse dienen.

6 Grundlagen des Verfahrens

Die Grazing-Effektstärke, die mit dem hier vorgestellten Verfahren ermittelt werden kann, stellt eine Synthese aus drei Grazing-Indizes (Z/P, MGI, CGI) dar, die sich nicht auf den Grazing-Effekt auf das gesamte Phytoplankton beschränkt, sondern ebenso den fressbaren Anteil des Phytoplanktons als Bezugsgröße verwendet. Dadurch wird eine insgesamt differenziertere Interpretation des Faktors Grazing für die Phytoplankton-Entwicklung auch im eutrophen Bereich möglich.

Als Ausgangspunkt für die Ermittlung der Grazing-Effektstärke wurde das von Jeppesen et al. (1997) verwendete Zooplankton/Phytoplankton-Biomasseverhältnis (hier: Z/P-Verhältnis) als Maß für den potentiellen Fraßdruck auf das Phytoplankton gewählt. Mithilfe dieses einfachen Ansatzes kann man auf der Basis von Monitoringdaten durch Multiplikation der Zooplankton-Biomasse mit einer spezifischen Ingestionsrate die potentiell vom Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse (P_{ing}) berechnen. Dieser Wert in Relation zur aktuellen gesamten Phytoplankton-Biomasse gesetzt entspricht einer Abschätzung der Community Grazingrate des Zooplanktons mit der Maßeinheit %-eliminierte Phytoplankton-Biomasse pro Tag (s. Gleichung (1) S. 14). Bei Jeppesen et al. (1997) wird für Cladoceren pauschal eine mittlere, spezifische Ingestionsrate von 100 % der eigenen Körpermasse pro Tag und für Copepoden von 50 % pro Tag angenommen. Es werden aber weder Rotatorien als Konsumenten berücksichtigt, noch die saisonal sehr stark variierende Fressbarkeit des Phytoplanktons für die unterschiedlichen Konsumentengruppen. Ein weiteres, statistisches Problem ist, dass das Z/P-Verhältnis nicht direkt auf die gesamte Phytoplankton-Biomasse bezogen werden kann, da es sonst zu einer Scheinkorrelation kommt, was die Autoren durch den Bezug auf den Gesamt-Phosphor (TP) umgehen.

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

1. Das gesamte Metazooplankton wird berücksichtigt, auch die Rotatorien, die in hocheutrophen Gewässern mit starkem Fischfraßdruck oder bei abiotischem Stress einen hohen Anteil an der Zooplankton-Biomasse bilden können.
2. Es wird pauschal für das gesamte Zooplankton (inkl. Rotatorien) eine mittlere, spezifische Ingestionsrate von $I_{spez} = 1 \mu\text{g}$ Phytoplankton-Trockenmasse pro μg Zooplankton-Biomasse (= 100 % Körpermasse) pro Tag angenommen.
3. Als zusätzliche Bezugsgröße dient neben dem gesamten Phytoplankton, die fressbare Fraktion des Phytoplanktons (P_{ed}). Durch diesen Perspektivwechsel auf die Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion läßt sich eine relative Futterqualität definieren.

Auch nach dieser Anpassung und Erweiterung bleibt das Z/P-Verhältnis der Ausgangspunkt für die Abschätzung des Grazing-Effekts auf das Phytoplankton, da es sich auf die gesamte Phytoplankton-Biomasse bezieht. Im nächsten Schritt wird durch den Vergleich mit den neuen, hier beschriebenen Grazing-Indizes, die sich auf die fressbare Phytoplankton-Biomasse beziehen, auch ein Grazing-Effekt erfasst, der sich nicht in einer Abnahme der gesamten Phytoplankton-Biomasse äußert.

Durch den ergänzenden Bezug auf die fressbare Phytoplankton-Biomasse lassen sich zwei unterschiedliche Aspekte der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion separat erfassen: a) die relative Futterqualität mit dem Futterqualitäts-Index (FQI), der Phasen einer potentiellen Nahrungslimitation des Zooplankton-Wachstums erkennbar macht und b) der Fraßdruck auf die fressbare Fraktion des Phytoplanktons mit dem Metazooplankton-Grazing-Index (MGI) in Anlehnung an das Z/P-Verhältnis. Wegen ihrer großen Bedeutung als effektive Filtrierer und als Fischnahrung werden für die Cladoceren zwei zusätzliche Parallel-Indizes (FQIC, CGI) berechnet, denen aber im Prinzip das gleiche Berechnungsverfahren zu Grunde liegt.

Eine geringe Futterqualität äußert sich kurzfristig sowohl in einer geringeren Konzentration der fressbaren Phytoplankton-Biomasse als auch z.B. durch eine Störung/Behinderung der Nahrungsaufnahme (durch Zellgröße, Koloniebildung, Gallerbildung) oder auch durch eine schlechte Verdaubarkeit (z.B. durch dicke Zellwände), wodurch sich die physiologischen „Kosten“ der Nahrungsaufnahme erhöhen (z.B. Lampert, 1987). Bei länger anhaltender geringer Futterqualität und -menge kommt es mit zeitlicher Verzögerung zu einer Nahrungslimitation des Zooplankton-Wachstums durch z.B. eine stark verminderte Eiproduktion, die zum Zusammenbruch einer Population führen kann. Lampert (1978) gibt die von Daphnien minimal zur Eiproduktion benötigte Futtergrenzkonzentration mit 0,2 mg/l Kohlenstoff (entspricht ca. 0,4 mg/l Trockenmasse) an. Aktuelle oder zurück liegende Einzelwerte der Nahrungsmenge oder Futterqualitätsindizes lassen allerdings bei monatlicher Probenahme noch keine Rückschlüsse auf die Bedeutung der Nahrungslimitation für die Zooplankton-Entwicklung insgesamt zu. Dafür sind stabile Verhältnisse über einen längeren Zeitraum, wie z.B. in den Sommermonaten, besser geeignet. Zusätzlich wäre eine genaue Analyse der Reproduktionsparameter des Zooplanktons (Gelegegröße, etc.) im Vergleich zum FQI/FQIC prinzipiell sehr wünschenswert. Im Normalfall ist das im Rahmen des Gewässermonitorings aber nur sehr eingeschränkt möglich, da bisher die Kosten für den erforderlichen Mehraufwand durch eine höhere Probenahmefrequenz und/oder durch einen erhöhten Zeitbedarf bei der Zooplankton-Analyse nicht in Rechnung gestellt werden können. Es wird empfohlen, zumindest für einzelne wichtige Filtriererarten (insbesondere Daphnien) z.B. die mittlere Gelegegröße als Reproduktionsparameter zu erfassen.

Die Berechnung der fressbaren Phytoplankton-Biomasse ist in Abbildung 6.1 schematisch dargestellt. In einem ersten Schritt werden die Zoo- und Phytoplankton-Biomasse nach ihrer taxonomischen Zusammensetzung verschiedenen funktionellen Gruppen (Gilden) zugeordnet (s. Tab. 2 im Anhang A). Dabei spielen beim Zooplankton Ähnlichkeiten der Nahrungsaufnahmemodi (z.B. Feinfiltrierer) und der Selektivität eine wichtige Rolle (Nahrungsgilden), während beim Phytoplankton die Mechanismen zur Steigerung der Fraßresistenz im Vordergrund stehen (Fressbarkeitsklassen, s.a. Salmaso & Padisák (2007)). Die vereinfachende Aggregation zu Gilden ist einem feinskaligeren Ansatz auf Gattungs- oder Artebene (z.B. Schumpelick-Deuschel, 1995) vorzuziehen, da für das Anwendungsgebiet dieser Vorschrift zu wenige Taxa experimentell untersucht wurden und angesichts der bekannt hohen Variabilität der Grazing-Raten *in situ* nur eine falsche Genauigkeit der Ergebnisse dieses Rechenverfahrens vorgetäuscht würde.

In der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix (s. Tabelle 1 im Anhang A) wird für jede mögliche paarweise Kombination einer Zooplankton-Gilde mit einer Phytoplankton-Gilde mithilfe von fixen Futterqualitätsfaktoren (FQF) durch Multiplikation mit der gesamten Biomasse der Phytoplankton-Gilde für jede Zelle die potentiell

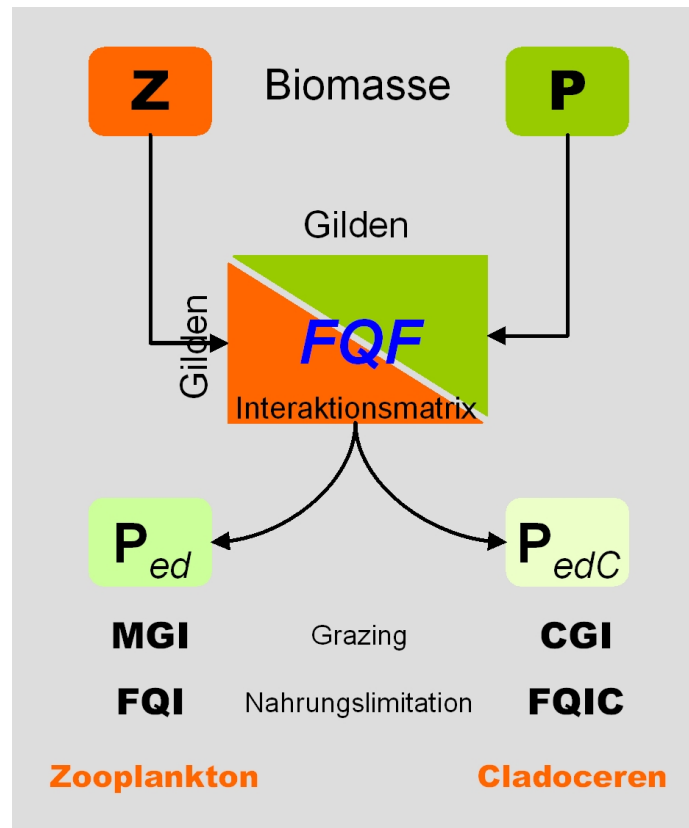


Abbildung 6.1 Berechnungsschema und Bedeutung der Grazing-Indizes. Erläuterung s. Text.

fressbare Phytoplankton-Biomasse berechnet (s. dazu Gleichung (2) auf Seite 14). Durch zeilenweise Addition ergibt sich daraus für jede einzelne Zooplankton-Gilde die potentiell fressbare Phytoplankton-Biomasse.

Die festgelegten Futterqualitätsfaktoren sind eine Abschätzung aus der Literatur und Expertenwissen für die relative Interaktionsstärke zwischen spezifischen Zoo- und Phytoplankton-Gilden. Sie beruhen beim Phytoplankton auf Angaben zur Ingestierbarkeit (hpts. nach Größe und Form) und dem Nährwert (Verdaubarkeit (z.B. Schalendicke)) diverser Taxa sowie auch dem Anteil des Phytoplanktons am gesamten Nahrungsspektrum (herbivor im Verhältnis zu carnivor und/oder detritivor/bacterivor) für das jeweils in Gilden zusammengefasste Zooplankton. Die Details der dafür durchgeführten Literaturrecherche wurden im Endbericht des LAWA-Projekts O 9.09 dokumentiert. Für die Futterqualitätsfaktoren wurde eine Skalierung im Bereich von 0,0 bis 1,0 in Schritten von 0,2 Einheiten als ausreichend erachtet. Ein Faktor von 1,0 repräsentiert 100%ige Fressbarkeit (maximale Interaktionsstärke), während 0,0 unfressbar (keine Interaktion) bedeutet.

Aus der für jede Zooplankton-Gilde potentiell fressbaren Phytoplankton-Biomasse kann mit den Formeln in Tabelle 8.1 der gildenspezifische Futterqualitäts-Index als Anteil an der gesamten Phytoplankton-Biomasse (P_{ed_i}/P) und der gildenspezifische Metazooplankton-Grazing-Index als Quotient der Zooplankton-Gildenbiomasse und der gildenspezifischen, fressbaren Phytoplankton-Biomasse (Z_i/P_{ed_i}) jeweils in Prozent berechnet werden. Dabei steht die Zooplankton-Gildenbiomasse, wie beim Z/P-Verhältnis, für eine Abschätzung der von dieser Zooplankton-Gilde ingestierten (fressbaren)

Phytoplankton-Biomasse. Die mittleren Indexwerte für das gesamte Zooplankton (FQI, MGI) bzw. die Cladoceren (FQIC, CGI) werden als gewichtetes Mittel der entsprechenden Zooplankton-Gildenbiomassen berechnet (s. Formeln (3) und (4) in Tab. 8.1).

Der so errechnete FQI-Wert repräsentiert dann die relative Futterqualität des Phytoplanktons für das Zooplankton an einem speziellen Probenort und -ort. Er ist damit nicht nur von der Zusammensetzung des Phytoplanktons, sondern ebenso von den Dominanzverhältnissen innerhalb des Zooplanktons abhängig. Eine große Masse gut fressbarer Phytoplankton-Biomasse schlägt sich nämlich nur dann in einem insgesamt hohen FQI-Wert nieder, wenn die betroffenen Zooplankton-Gilden auch tatsächlich ausreichend präsent sind. Dies führt tendenziell zu einer geringeren Bandbreite der FQI-Werte. Damit trotzdem für eine so wichtige Filtrierer-Gruppe, wie die Cladoceren, immer erkenntlich ist, wie gut die Futterqualität für sie ist, egal ob sie dominant sind oder nicht, wurden speziell für die Cladoceren die Parallel-Indizes FQIC und CGI eingeführt. Im Vergleich zu den anderen Indizes können damit für Cladoceren wertvolle Informationen über ihre Wachstumsvoraussetzungen und ihren potentiellen Anteil am Metazooplankton-Grazing gewonnen werden.

Da die Indizes Z/P, MGI und CGI oftmals abweichende Effektklassen anzeigen, wurde als Synthese die Grazing-Effektstärke (GES) definiert, die jeweils die höchste Klasse der drei Grazing-Indizes Z/P, MGI und CGI übernimmt (s. Tab. 4 im Anhang B). Sie repräsentiert das Endergebnis dieses Verfahrens und entspricht in den meisten Fällen dem MGI-Wert. Zur Basisgröße für die Beurteilung der potentiellen Stärke des Grazing-Effekts wird damit (in eutrophen Gewässern) *de facto* die fressbare Phytoplankton-Biomasse und nicht mehr die gesamte Biomasse. Durch den Vergleich von Z/P-Verhältnis und MGI bzw. CGI wird es möglich, auch einen Grazing-Effekt aufzudecken, obwohl die gesamte Phytoplankton-Biomasse konstant hoch bleibt oder sogar zu nimmt. Ein Grazing-Effekt wird also nicht nur durch eine Abnahme der Phytoplankton-Biomasse insgesamt deutlich, sondern es reicht dafür auch eine starke Abnahme der fressbaren Fraktion im Schatten dominanter, nicht-fressbarer Phytoplankton-Taxa.

Als weiterer Vergleichsparameter sollte routinemäßig ein einfacher Größenindex, wie z.B. die mittlere Cladocerenmasse (MCM), zur Einschätzung des Fraßdrucks durch planktivore Fische verwendet werden. Ein Vergleich der Wachstumsvoraussetzungen für Cladoceren (Temperatur, FQIC) mit ihrer tatsächlichen Biomasse und dem MCM kann z.B. aufzeigen, ob es wahrscheinlich ist, dass ein der Futterqualität entsprechendes stärkeres Wachstum durch einen starken Fischfraßdruck verhindert wurde.

7 Störungen

Die Indizes zeigen allgemein eine Empfindlichkeit gegenüber extremen abiotischen Lebensbedingungen, wie sie z.B. in sauren Tageauseen oder zeitweise auch in hypertrophen Seen herrschen, charakterisiert durch stark verkürzte Nahrungsketten und eine geringe Diversität. Dies äußert sich in Extremwerten der einzelnen Indizes, die sowohl im oberen als auch im unteren Bereich liegen können. Zu einer Störung des Verfahrens kommt es, wenn der MGI und/oder CGI rechnerisch sehr hohe Werte annehmen, weil der Nenner des Quotienten, also die fressbare Phytoplankton-Biomasse, sehr klein oder sogar Nahe Null ist, z.B. bei extremer Dominanz von Cyanobakterien oder Panzerflagellaten (z.B. *Ceratium*). Deswegen können beide Grazing-Indizes auch nur

unter bestimmten Umständen zur Abschätzung der realen Community Grazingrate (in %/Tag) verwendet werden. Der unkritische Gebrauch zur Verlustberechnung in Folge des Zooplankton-Grazing wird nicht empfohlen. Die Interpretation der Phytoplankton-Daten sollte generell auf der Basis aller klassifizierten Indizes, wie in Abschnitt 8.4 beschrieben, erfolgen.

8 Berechnung der Indizes

8.1 Eingangsdaten

Die Ausgangsdaten für das Phytoplankton entsprechen den Anforderungen an die Daten zum Import in die PhytoSee-Datenbank der LAWA (Mischke et al., 2008). Mithilfe der PhytoSee-Datenbank wird die Biomasse des Phytoplanktons nach ihrer Zugehörigkeit zu den 12 Gilden gemäß Tabelle 2 (Anhang A) aggregiert und zur Berechnung an das PhytoLoss-Modul übergeben. Für die Zooplankton-Daten gibt es bisher keine ähnlich verbindlichen Standards, außer den im Rahmen des PhytoLoss-Projektes von den Autoren vorgeschlagenen Datenübergabeformaten.

Zur Berechnung und Dokumentation der verschiedenen Zooplankton-Indizes sind aber mindestens die folgenden Daten notwendig:

- See-ID, Seename
- Messstellen-ID, Messstellenname
- Datum
- Proben-Nummer
- DV-Nr., Taxonname
- Abundanz (Ind/l)
- Trockenmasse (mg/l) und/oder Biovolumen (mm³/l)

Die Daten werden als Excel-Tabelle im Datenbankformat, d.h. ein Parameter entspricht einer Spalte, übergeben. Die Maßeinheiten sind möglichst als Bestandteil in die Überschrift der Datenfelder zu integrieren, um spätere Missverständnisse auszuschließen (z.B. statt Z besser ZooBiovol_mm3_L). Eine Umkehrung des Verfahrens, d.h. eine Zooplankton-Analyse, die von vorneherein nur auf den wenigen zur Berechnung der Indizes notwendigen Gilden basiert, wird nicht empfohlen, da dabei wertvolle taxonomische Informationen verloren gehen würden. Dagegen spricht auch, ein höherer Fehler bei der Biomassebestimmung und Größenstruktur auf Grund der großen Formen- und Größenvielfalt innerhalb der Gilden.

8.2 Mathematische Ableitung der Indizes

Die Berechnung der Indizes beruht auf den Biomassen der Zoo- und Phytoplankton-Gilden, die dazu in der gleichen Maßeinheit (Trockenmasse oder Biovolumen) vorliegen müssen. Sollte eine Umrechnung erforderlich sein, sind die dafür notwendigen Umrechnungsfaktoren zusammen mit den Ergebnissen zu dokumentieren. Die Formeln (1) bis (4) beschreiben die wichtigsten Parameter, wie sie in Abschnitt 6 dargestellt werden. Die Definitionen für den FQIC und CGI erfolgen analog zum FQI bzw. MGI nur beschränkt auf die Cladoceren-Gilden.

Tabelle 8.1 Mathematische Definition und Herleitung der verschiedenen Grazing-Indizes. Erläuterungen s. untenstehende Tabelle, Biomasse einheitlich in $\mu\text{g}/\text{l}$ Trockenmasse oder als Biovolumen in mm^3/l .

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Abk	Erläuterung
Z	gesamte Zooplankton-Biomasse, z.B. mm^3/l Biovolumen
Z_i	Biomasse der Zooplankton-Gildei, z.B. mm^3/l Biovolumen
Z/P	Z/P-Verhältnis
P	gesamte Phytoplankton-Biomasse, z.B. mm^3/l Biovolumen
P_j	Biomasse der Phytoplankton-Gilde j, z.B. mm^3/l Biovolumen
P_{ing}	vom Zooplankton ingestierte Phytoplankton-Biomasse, z.B. mm^3/l Biovolumen
P_{ed}	gesamte fressbare Phytoplankton-Biomasse, z.B. mm^3/l Biovolumen (ed: edible, engl.: essbar)
P_{edi}	Summe der fressbaren Phytoplankton-Biomasse für die Zooplankton-Gilde i, z.B. mm^3/l Biovolumen
P_{edij}	fressbare Biomasse der Phytoplankton-Gilde j für die Zooplankton-Gilde i, z.B. mm^3/l Biovolumen
MGI	Metazooplankton-Grazing-Index, z.B. %/Tag
MGI_i	Grazing-Index für die Zooplankton-Gilde i, z.B. %/Tag
I_{spez}	spezifische Ingestionsrate z.B. in % der eigenen Körpermasse pro Tag
FQI_i	Futterqualitätsindex für die Zooplankton-Gilde i in %
FQI	Futterqualitätsindex in %
FQIC	Futterqualitätsindex für die Gilden der Cladocera in %
FQF_{ij}	spezieller, fixer Futterqualitätsfaktor einer Zelle ij der Interaktionsmatrix

8.3 Mittel- und Einzelwerte

Die Betrachtung von Einzelwerten und/oder Mittelwerten der Indizes richtet sich nach der Fragestellung und der Qualität des Datenmaterials. Da die im Gewässermonitoring üblichen monatlichen Probenahmeabstände im Vergleich zu den kurzen Generationszeiten von Rotatorien und Cladoceren deren Populationsentwicklung nur lückenhaft abbilden können, repräsentieren zu bestimmten Zeiten mit einer schnellen Populationsentwicklung (Frühling, Frühsommer) einzelne Termine mehr oder weniger ganze Phasen. Insbesondere Termine im April und Mai/Juni stehen oft stellvertretend für die Frühjahrsalgenblüte bzw. das Klarwasserstadium im Frühsommer. Deshalb ist der Vergleich einzelner Werte im Gesamtkontext durchaus sinnvoll. Für die längerfristige oder interannuelle Betrachtung bietet sich z.B. auch der Sommermittelwert mit mindestens 3 Werten im Zeitraum Juli–September an, da sich dann oft sehr stabile Verhältnisse in der Zusammensetzung des Zooplanktons über einen längeren Zeitraum im Pelagial ausbilden. Um auf die Mindestanzahl von 3 Sommerterminen zu kommen, sollte erfahrungsgemäß ein etwas längerer Zeitraum, z.B. 24. Juni–7. Oktober, ausgewertet werden.

8.4 Runden und Klassifizieren der Indexwerte

Für die nachfolgende Interpretation der Indizes ist es empfehlenswert, die berechneten Rohwerte (s. als Beispiel Tab. 3 im Anhang B) durch Runden und Klassifizieren besser zugänglich zu machen. Dafür werden die Prozentwerte des FQI und des FQIC auf die 10er Stelle gerundet, woraus sich eine 10er-Skalierung von 0 bis 100 % ergibt (vergl. Tab. 3 und 4 im Anhang B). Alle anderen Indizes werden nach dem Schema in Tabelle 8.2 klassifiziert und können dann auf dieser Basis untereinander verglichen werden. Die Klassifizierung ist wegen des großen Wertebereichs 7-stufig logarithmisch, dem entspricht aber zur Vereinfachung eine nur 5-stufige sprachliche Beschreibung, die die Werte oberhalb von Klasse 5 nicht weiter differenziert.

Die Bildung von Mittelwerten muss unbedingt vor der Rundung bzw. Klassifizierung stattfinden. Sowohl die Rohwerte als auch die gerundeten und klassifizierten Werte werden in den Ergebnistabellen dieses Verfahrens zur Verfügung gestellt.

9 Angabe der Ergebnisse

Die Berechnung der Grazing-Indizes (FQI, FQIC, MGI, CGI) mit diesem Verfahren findet automatisch im PhytoLoss-Modul der PhytoSee-Datenbank statt, kann aber auch mithilfe der zur Verfügung gestellten Tabellen selbst in einer geeigneten Tabellenkalkulation durchgeführt werden.

Gleichzeitig sollten zur besseren Interpretation auch wichtige Begleitparameter (Chlorophyll *a*, Sichttiefe, etc.) sowie Basisparameter der Zooplankton-Analyse (Phytoplankton-Biomasse, Zooplankton-Biomasse, etc.) betrachtet werden. Eine beispielhafte Ergebnistabelle ist im Anhang B in Tabelle 4 dargestellt. Zwischenergebnisse der Indexberechnung, wie die zu Nahrungsgilden aggregierten Phyto- und Zooplankton-Biomassen als Vorbereitung zur Verrechnung mit den Futterqualitätsfaktoren der Interaktionsmatrix, werden nicht gesondert ausgegeben.

Zur Qualitätssicherung wird diese Verfahrensvorschrift mit einer Versionsnummer versehen, die bei der Übergabe der Ausgabewerte stets mit dokumentiert werden

Tabelle 8.2 Klassifizierungsschema für die Rohwerte der Grazing-Indizes (Z/P-Verhältnis, MGI, CGI, in %/Tag) und die mittlere Cladocerenmasse (MCM, in $\mu\text{g}/\text{Ind}$ Trockenmasse) als Größenparameter zum Vergleich.

Klasse	Grazing-Indizes		MCM	
	%/Tag	Ausprägung	$\mu\text{g}/\text{Ind}$	Ausprägung
1	≤ 20	gering	> 32	gering
2	$21 - \leq 40$	schwach	$16 - \leq 32$	gering
3	$41 - \leq 80$	mittel	$8 - \leq 16$	schwach
4	$81 - \leq 160$	stark	$4 - \leq 8$	mittel
5	$161 - \leq 320$	sehr stark	$2 - \leq 4$	stark
6	$321 - \leq 640$	sehr stark	$1 - \leq 2$	sehr stark
7	> 640	sehr stark	≤ 1	sehr stark

soll. Dadurch werden ggf. Änderungen in der Interaktionsmatrix (Gildendefinition, Futterqualitätsfaktoren) und bei anderen wichtigen Bestandteilen dieses Verfahrens kenntlich gemacht.

9.1 Visualisierung

Die gleichzeitige Darstellung der verschiedenen Zooplankton-Grazing-Indizes ist z.B. mithilfe eines mehrdimensionalen Radar-Diagramms möglich. Bei geschickter Wahl des Layouts kann die Größe und der Grad der Überlappung der entstehenden Flächen beim Vergleich verschiedener Gewässer ein Maß für die unterschiedliche Ausprägung des Faktors Grazing hinsichtlich potentieller Grazing-Stärke, Anteil der Cladoceren und Ausmaß der Nahrungslimitation durch geringe Futterqualität darstellen. Ein Beispiel unter Einbeziehung der mittleren Cladocerenmasse (MCM) als Größenparameter für vier unterschiedliche Seen aus Tabelle 4 im Anhang B befindet sich im [Anhang C](#).

10 Ausblick

Die aktuelle Version 1.0d Beta ist für den Praxistest gedacht und wird zeitnah weiterentwickelt. Neben weiterer statistischer Validierung und einer Überprüfung der Klassifizierungen ist z.B. noch nicht geklärt, ob der CGI-Index nicht mehr Gewicht bekommen sollte, wg. der großen Bedeutung der Cladoceren und ihrer engen Kopplung an ihre Nahrungsressourcen. Dadurch würde sich dieses Verfahren dann aber hauptsächlich auf eutrophe Gewässer beziehen, in denen Cladoceren das Metazooplankton dominieren. In diesem Zusammenhang erscheint auch ein Vergleich mit dem CSI von Große (2009) sinnvoll. Außerdem soll noch mit einem erweiterten Datensatz geprüft werden, ob eine seentypspezifische Kalibrierung die Interpretierbarkeit der Ergebnisse verbessert.

Weiterhin soll auch eine mehr schematische Interpretation der Ergebnisse erarbeitet werden, die als Filter bei der Analyse größerer Datenmengen automatisch spezifische Warnsignale ausgibt, die den Informationsgehalt der verschiedenen Indexkombinatio-

nen ausnutzt ohne kleine Unterschiede überzubewerten. Ein Beispiel in diese Richtung sind die Fälle, in denen die Differenzen zwischen den klassifizierten Index-Werten von Z/P und MGI bzw. CGI ≥ 2 Klassen sind, was einen „inversen“ Grazing-Effekt anzeigen könnte.

11 Interpretationsbeispiele

Das Vorgehen bei der Interpretation richtet sich nach der Fragestellung. In jedem Fall ist eine erste Orientierung über die grundlegenden Verhältnisse in dem zu untersuchenden See zum gegebenen Zeitraum erforderlich (Mixis, Trophie, Temperatur/Jahreszeit, abiotische Stressoren, Dominanzverhältnisse im Plankton, etc.). Einfach sind die Interpretationsmöglichkeiten, wenn wie im Garrensee in Tabelle 4 (im Anhang B) offensichtlich kaum Zooplankton vorhanden ist (Z/P, MGI, CGI niedrig) oder eine sehr starke Dominanz und Biomasse von effektiven Filtrierern vorherrscht, wie z.B. im Tegeler See 2008 und alle Indizes fast den selben hohen Wert annehmen.

Als Interpretationshilfe eignen sich die Indizes vor allem, wenn sie entweder Extremwerte annehmen und/oder größere Differenzen zwischen den Indexpaaren FQI—FQIC, Z/P—MGI und MGI—CGI auftreten. Diese Fälle sind als Auswertungshilfe in Tabelle 4 (Anhang B) farblich deutlich hervor gehoben.

Wie stark ist der Einfluss des Zooplankton-Grazing in einem durch Cyanobakterien dominierten polytrophen Flachsee im Sommer einzuschätzen?

Das Z/P-Verhältnis dient hier immer zur ersten Abschätzung der möglichen Grazing-Stärke. Ein niedriger Wert ist in eutrophen Gewässern im Sommer durchaus typisch, bedeutet aber nach dem hier verfolgten Ansatz nicht automatisch, dass das Zooplankton-Grazing keine Bedeutung hat, sondern meistens, dass die Biomasse des fraßresistenten Phytoplanktons hoch, d.h. die Futterqualität gering ist. Dies läßt sich durch Betrachtung von P_{ed} und des FQI überprüfen. FQI-Werte unterhalb von 30 % kennzeichnen eine geringe und Werte oberhalb von ca. 60 % dagegen eine gute Futterqualität.

Stets zu beachten ist auch die absolute Futtermenge, weil insbesondere Filtrierer, je nach Körpergröße, unterhalb bestimmter Konzentrationen nicht mehr effektiv genug Nahrung zur Reproduktion aufnehmen können (s. Abschnitt 6 mit Angabe eines unteren Schwellenwerts zur Eiproduktion der Daphnien von ca. 0,4 mg/l Trockenmasse, n. Lampert, 1978). Unter dauerhaft oligotrophen Bedingungen führt dies zur Dominanz von Copepoden und dem Verschwinden kleiner Cladoceren aus dem Pelagial.

Falls die Differenz zwischen Z/P und MGI bzw. CGI mindestens zwei Effektklassen beträgt, d.h. sehr deutlich ausgeprägt ist, könnte das ein Hinweis auf einen Mechanismus sein, den wir als „inversen“ Grazing-Effekt bezeichnen. Dazu gibt es in Tabelle 4 (Anhang B) die Extraspalte $|xGI_{max}-Z/P|$, die als Signalgeber auf solche Fälle explizit hinweist. Dies tritt besonders in Situationen mit einer sehr niedrigen Futterqualität um 25 % auf, typischerweise in polytrophen Seen im Sommer. So hat z.B. der Gülper See (s. Tab. 4 im Anhang B) zu bestimmten Zeiten bei einer sehr geringen Futterqualität gleichzeitig einen hohen MGI-Wert, d.h. der Fraßdruck auf die geringe Menge fressbaren Phytoplanktons ist sehr hoch, da ihr eine hohe Zooplankton-Biomasse gegenüber steht. Dabei kommt es gleichzeitig im See zu einer ausgeprägten Blüte von Cyanobak-

terien, so dass sich bezogen auf das Gesamt-Phytoplankton kein Grazing-Effekt zeigt (Z/P-Verhältnis niedrig). Starkes Grazing führt unter diesen Bedingungen nur bei den gut fressbaren Konkurrenten der dominanten Cyanobakterien zu hohen Verlusten und trägt damit indirekt sogar zu einer Stabilisierung der Cyanobakterien-Blüte bei. Dabei spielen dann auch die Freisetzung von Nährstoffen durch die Nahrungsaufnahme des Zooplanktons und veränderte Sedimentationsprozesse eine Rolle. Grazing ist hier zwar weiterhin ein Verlustprozess für das Phytoplankton, aber so selektiv, dass es im Endergebnis nicht zu einer Abnahme, sondern einer Zunahme der Phytoplankton-Biomasse kommt. Erfahrungsgemäß sind diese Zustände nicht über längere Zeit stabil. Das hängt stark von der Größenstruktur des Zooplanktons ab, also im Wesentlichen dem Prädationsdruck durch Fische. Zur Abschätzung dieses Aspektes kann der MCM-Wert als einfacher Indikator herangezogen werden. Wenn große Daphnien sich entwickeln können, sind vergleichbare Situationen unwahrscheinlicher oder zeitlich nur von kurzer Dauer.

Um der Bedeutung solcher Entwicklungen auch im Index Rechnung zu tragen, wird als Endergebnis die Grazing-Effektstärke (GES) angegeben. Sie nimmt immer den höchsten Wert eines der drei Indizes MGI, CGI oder Z/P-Verhältnis an, was in den meisten Fällen dem MGI entspricht.

Welche Gründe sind für die geringe Biomasse der Cladoceren hauptverantwortlich? Wie groß ist der Einfluss der Nahrungslimitation im Vergleich zum Fischfraß?

Eine andere Sichtweise auf die Zooplankton–Phytoplankton–Interaktion ist es nach den Gründen für das Fehlen von großen Cladoceren als Hauptfiltrierer zu fragen. In diesem Fall sollten der Reihe nach die möglichen Hauptfaktoren abgefragt werden, das sind: Seetyp/Hydrologie, Temperatur/Jahreszeit, Futtermenge, Futterqualität und Prädationsdruck durch Fische. Nicht zu vergessen, die Möglichkeit der Parasitierung oder Verpilzung der Gelege ganzer Populationen, die ein schnelles Absterben bewirken kann, aber eine sorgfältige Dokumentation durch den Untersucher voraussetzt. Der Faktor Fischfraß kann durch einen geeigneten Größenindex geprüft werden. In Tabelle 4 (Anhang B) wird dazu eine klassifizierte Variante der mittleren Cladocerengröße (MCM, s. Tab. 8.2) verwendet.

In Tabelle 4 (Anhang B) verweist z.B. der FQI beim Großen Ratzeburger See (Süd) auf eine geringe relative Futterqualität für das aktuelle Zooplankton, während der FQIC mit 100 % optimale Futterbedingungen für Cladoceren signalisiert. Trotzdem findet laut CGI kein Grazing durch Cladoceren statt. Die Erklärung hier ist trivial: Es ist eine Winterprobe. Trotz guten Nahrungsangebots können sich wegen der niedrigen Temperaturen die Cladoceren nicht entwickeln.

Im Sommer wirken die Top-Down-Kontrolle durch Fische und die Bottom-Up-Kontrolle durch Nahrungsmenge und -qualität gleichzeitig auf die Cladocerenentwicklung ein. Eine klare Trennung beider Faktoren ist dann prinzipiell sehr schwierig (Lampert, 1988). Interessant ist in dieser Hinsicht der Frühjahrs- und Frühsommerspekt der Planktonentwicklung (März–Mai), wenn der Fischfraß noch keine Rolle spielt. Leider wird dieser Zeitraum von den meisten Routineprobenahme-Programmen nur unzureichend abgedeckt. Mithilfe von FQI und FQIC kann jetzt der Aspekt der Nahrungsqualität und -menge besser eingeschätzt werden. Eine ergänzende Möglichkeit sind die erwähnten Schwellenwerte der Phytoplankton-Biomasse für die Eiproduktion

von Daphnien. Dabei ist jedoch generell zu beachten, dass es eine Verzögerung zwischen den aktuellen Nahrungsbedingungen und ihrer Wirkung auf die Reproduktion der Populationen gibt, während der Grazing-Einfluss direkt ist (s. Thema „Räuber-Beute-Beziehungen“ in Lampert & Sommer, 1999).

12 Literaturhinweise

- Benndorf, J., 1994. Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. *Limnologica* 24: 121–135.
- Benndorf, J., 1995. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 80: 519–534.
- Böing, W., A. Wagner, H. Voigt, T. Deppe & J. Benndorf, 1998. Phytoplankton responses to grazing by *Daphnia galeata* in the biomanipulated Bautzen reservoir. *Hydrobiologia* 389: 1011–14.
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson, 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28–35.
- Deneke, R., 2008. Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Münster. Eigenverlag der DGL: 373–377.
- DIN EN 15110 Wasserbeschaffenheit Anleitung zur Probenahme von Zooplankton in stehenden Gewässern (M 16).
- EU-WRRL 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Große, N. 2009. Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren. Endbericht 07.10.2009. ATT Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V., Dresden: 122 S.
- Hall, D.J., S.T. Threlkeld, C.W. Burns & P.H. Crowley, 1976. The Size-Efficiency Hypothesis and the Size Structure of Zooplankton Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 177–208.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151–164.
- Lampert, W., 1978. A field study on the dependence of fecundity of *Daphnia spec.* on food concentration. *Oecologia (Berlin)* 36: 363–369.
- Lampert, W., 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Z. J. mar. Freshwat. Res.* 21: 483–490.
- Lampert, W., 1988. The relative importance of food limitation and predation in the seasonal cycle of two *Daphnia* species. *Verh. int. Ver. Limnol.* 23: 713–718.
- Lampert, W. & U. Sommer, 1999. *Limnoökologie*. 2. Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York: 489 S.
- Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai & B.E. Taylor, 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography* 31: 478–490.

- LVLim 2012. Leistungsverzeichnis für Limnologie (LVLim) - Gewässerökologische Untersuchungen. 2. überarbeitete Auflage. Eigenverlag der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL): 78 S. ISBN 978-3-9813095-1-5.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2008. Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. In U. Mischke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport 10, BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/2008: 7–115. ISBN 978-3-940471-06-2.
- Salmaso, N. & J. Padisák, 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97–112.
- Schumpelick-Deuschel, B., 1995. Einfluss der Populationsstruktur, Verteilung und Biomasse des Planktons auf das Community Grazing im Hallwilersee. Dissertation Nr. 11293. TH Zürich.
- TGL 27885/01, April 1982. Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Binnengewässer, Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin.
- Willmitzer, H., N. Große, A. Mehling, A. Nienhüser, W. Scharf & H.B. Stich, 2010. Bewertung und Bedeutung der Biofiltration des Zooplanktons zur Verbesserung der Wasserqualität in Talsperren. *gwf-Wasser/Abwasser* 11/2013: 1070–1075.

Anhang A

Interaktionsmatrix

Tabelle 1 Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix mit Futterqualitätsfaktoren (FQF). ZGC: Zooplankton-Gilden Code. Erläuterung der Gilden Codes s. Tabelle 2.

ZGC	Phytoplankton-Gilden Code											
	B1	B2	C1	C2	C3	D1	D2	F1	F2	F3	U1	U2
1a	0,8	0,8	0,8	0,2	0,4	0,6	0,2	0,6	0,2	0	0,8	0,6
1b	1,0	0,4	0,8	0,2	0,2	0,6	0,2	0,4	0,2	0	1,0	0,4
1c	0,8	0	0,6	0	0	0,4	0	0,2	0	0	0,8	0,2
2	0,2	0,8	0,4	0,8	0,6	0,2	0,6	0,6	0,6	0,4	0,2	0,8
3a	0,6	0,2	0,6	0	0	0,6	0	0,2	0	0	0,8	0,2
3c	0,2	0,6	0,2	0,6	0,4	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,2	0,6
3d	0	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4
4a	0,6	0	0,6	0	0	0,4	0	0	0	0	1,0	0
4b	0,2	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0,8	0,4	0
4c	0,2	0	0	0	0	1,0	0,8	0	0	0	0,4	0
4d	0	0,4	0,4	0,6	0,2	0,2	0,4	0,4	0,2	0	0,2	0,6

Tabelle 2 Phyto- und Zooplankton-Gilden der Interaktionsmatrix. Die Einteilung der Phytoplankton-Gilden erfolgte durch eine weitere Zusammenfassung der Gilden von Salmaso & Padišák (2007).

Gilden Code	Gildenname	Erläuterung
	PHYTOPLANKTON	
F1	Dünne Filamente	Oscillatoriales
F2	Mittlere Filamente	Chlorophyten, Conjugatophyten, Xanthophyten, Cyanobacteria, einzelne Nostocales
F3	Dicke filamentöse Aggregate	kettenbildende Bacillariophyten, flockenbildende Nostocales
C1	Kleine Kolonien	koloniale Chlorophyta < 30 µm GALD
C2	Mittlere Kolonien	30–100 µm - Chlorococcales, Phytomonadina, Chroococcales, andere
C3	Gelatinöse große Kolonien	> 100 µm GALD; Phytomonadina, Chroococcales, Chlorococcales, andere
U1	Kleine Chrysophyten/Haptophyten, Euglenophyten, Cryptophyten, Chlorococcales, einzellige Phytomonadina, einzellige Cyanobacteria, Conjugatophyten	
U2	Große Chrysophyten/Haptophyten, Euglenophyten, Conjugatophyten, Chlorophyten, Chroococcales	
B1	Kleine Bacillariophyten	kleiner als 30 µm GALD
B2	Große Bacillariophyten	> 30 µm GALD
D1	Kleine Dinophyten < 30 µm Durchmesser	< 30 µm Durchmesser
D2	Große Dinophyten	> 30 µm Durchmesser
	ZOOPLANKTON	
1a	Große Cladoceren	<i>Daphnia pulicaria</i> , <i>D. magna</i>
1b	Mittelgroße Cladoceren	<i>Daphnia galeata/hyalina/longispina</i> -Gruppe
1c	Kleine Cladoceren	<i>Bosmina</i> , <i>Ceriodaphnia</i> , <i>Chydorus</i> , <i>Diaphanosoma</i> , <i>D. cucullata</i> , Litorale Cladocera
2a	Calanoida Copepodide + Adulti	<i>Eudiaptomus</i> , <i>Eurytemora</i>
3a	Copepoda Nauplien	<i>Thermocyclops</i> , <i>Mesocyclops</i> , <i>Acanthocyclops</i> , etc.
3c	kleine Cyclopoida-Copepodide + Cyclopoida-Adulti	<i>Cyclops</i>
3d	große Cyclopoida Copepodide + Cyclopoida Adulti	alle außer Spezialisten
4a	Rotatorien I	<i>Trichocerca</i>
4b	Rotatorien II	<i>Gastropus</i> , <i>Ascomorpha</i>
4c	Rotatorien III	<i>Asplanchna</i> , <i>Ploesoma</i>
4d	Rotatorien IV	

Anhang B

Ausgabedaten

Tabelle 3 Ergebnistabelle mit Beispiel-Rohdaten für die verschiedenen Futterqualitäts- und Grazing-Indizes ausgewählter Seen.

Seen	Datum	FQI	FQIC	Z/P	MGI	CGI
		%	%	%/Tag	%/Tag	%/Tag
Ammersee	18.08.2008	38	35	11	8	2
Pelhamer See	04.09.2007	28	6	0	0,1	0,3
Garrensee	23.09.2009	45	16	1	3	2
Neversdorfer See	16.08.2007	45	20	8	116	5
Tegeler See	03.09.2007	47	59	9	5	7
Gr. Wariner See	16.06.2003	46	2	11	20	86
Gülper See	05.07.2005	19	0	19	880	2010
Müritz, Außenmüritz	18.09.1996	29	1	24	245	896
Gr. Ratzeburger See (Süd)	14.02.2000	19	100	42	636	0
Gr. Plöner See (Süd)	07.07.2008	27	21	132	146	14
Kiesgrube Eilenburg	01.07.2009	35	68	103	110	2
Kulkwitzer See (Nord)	20.05.2008	39	78	100	97	31
Hopfensee	10.12.2007	38	91	101	190	23
Kummerower See	18.09.2008	34	7	328	894	1930
Tegeler See	13.05.2008	77	91	668	396	468

Anhang C

Visualisierung der Ergebnisse

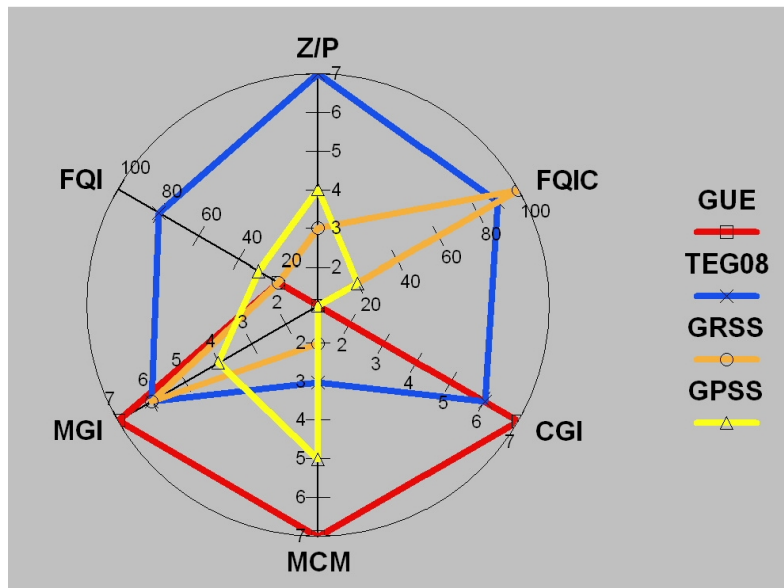


Abbildung 1 Radar-Diagramm der Zooplankton-Grazing-Indizes ausgewählter Seen als Beispiel für die Visualisierung der Ergebnisse dieser Verfahrensvorschrift. Abkürzungen der Indizes s. Tabelle 8.1, GUE: Gülper See 05.07.2005, TEG08: Tegeler See 13.05.2008, GRSS: Großer Ratzeburger See (Süd) 14.02.2000, GPSS: Großer Plöner See (Süd) 07.07.2008.

Kommentar

Gülper See 05.07.2005

Extreme Sommersituation in einem polytrophen Flachsee mit starkem Prädationsdruck durch Fische, extremer Dominanz durch Cyanobakterien und einem inversen Grazing-Effekt.

Tegeler See 13.05.2008

Starkes Grazing während der Frühjahrsentwicklung der Cladoceren.

Großer Ratzeburger See (Süd) 14.02.2000

Typische Wintersituation mit gutem Futterangebot aber temperaturbedingt geringer Biomasse der Cladoceren

Großer Plöner See (Süd) 07.07.2008

Sommersituation in einem geschichteten, mesotrophen See mit starkem Fraßdruck durch Fische und geringem Grazing-Effekt durch Cladoceren.

Rainer Deneke & Gerhard Maier

Leitfaden der Zooplanktonanalyse im Gewässermonitoring

Textauszug
zum Thema Probenahme

info@zooplankton.eu

Bad Saarow 2013

Probenahme

Planung der Probenahme

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

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

Auswahl der Probenstationen

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

Probenahme-Protokoll

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

(Musterprotokoll siehe DIN EN 15110, Anhang B)

Kennzeichnung der Probenflaschen

Die Probenflaschen sind vor der Probenahme so zu beschriften, dass eine Verwechslung ausgeschlossen werden kann und die Kennzeichnung nicht abwaschbar ist. Folgende Angaben sind obligatorisch und sollten gleichzeitig auch im Probenahme-Protokoll vermerkt werden:

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

Eine Serienbrief-Hauptdokument als Beispiel-Vorlage für Etiketten befindet sich in der Anlage.

Diese Angaben müssen den Bearbeitern der Zooplankton-Proben in Form einer EXCEL-Datei zusammen mit den Proben übergeben werden.

Es wird davon abgeraten zur Kennzeichnung kryptische Nummern- oder Zahlencodes zu verwenden, da im Langzeitmonitoring der Verlust einer Schlüsselliste keine Seltenheit ist und ohne eine nachvollziehbare Kennzeichnung ggf. eine nachträgliche Zuordnung der Proben nicht mehr möglich ist. So lässt sich z.B. der Seename entweder mit drei Buchstaben abkürzen oder es werden eindeutige, genormte Seenummern verwendet.

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

Zeitraum und Häufigkeit der Probenahmen

In Anlehnung an das Phytoplankton (Nixdorf et al., 2008) sollten mindestens 6 Probenahmen im Zeitraum April bis Oktober durchgeführt werden, wobei monatliche Probenahmeabstände möglichst nicht überschritten werden sollten. Für ein Langzeitmonitoring-Programm zur Erfassung der Klimaveränderungen wird die ganzjährige, monatliche Probenahme unter Einbeziehung der Wintermonate empfohlen, mindestens aber der Zeitraum März bis November. Erste, orientierende Untersuchungen eines Gewässers sollten zumindest die drei Sommermonate Juli bis September erfassen.

Probenahme im Tagesverlauf

Generell ist es vorteilhaft für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse die einzelnen Seen im Rahmen eines längerfristigen Programms immer ungefähr zur gleichen Tageszeit zu beproben. Die Probenahme sollte immer zeitgleich oder direkt im Anschluss an die Phytoplankton-Probenahme erfolgen.

Festlegung der Probenahmetiefe in Seen > 10 m Tiefe

Im Unterschied zum Phytoplankton wird für den jeweiligen See ein konstantes Zooplankton-Probenahmeprofil mit festgelegter maximaler Entnahmetiefe empfohlen, denn wegen der tagesperiodischen Vertikalwanderung des Zooplanktons lässt sich seine genaue Aufenthaltstiefe nicht vorhersagen. Es gibt bisher kein Verfahren, um vor Ort durch *in situ* Messung das Probenahmeprofil der aktuellen Vertikalverteilung des Zooplanktons anzupassen. Eine von Termin zu Termin variierende Probenahmetiefe wird deshalb ausdrücklich nicht empfohlen.

Besonders für das Langzeitmonitoring ist die konstante Länge des Entnahmeprofils essentiell, um z.B. eventuelle Trophieänderungen sicher erfassen zu können. Die Festlegung der

maximalen Länge des Probenahmeprofils und ggf. einzelner Tiefenintervalle sollte unter Berücksichtigung der Seebeckenform geschehen. Die maximale Entnahmetiefe endet 1 m über Grund bzw. bei 40 m Seetiefe. Das maximale Probenahmeprofil umfasst folglich 0 bis 40 m und entspricht ungefähr der maximalen vertikalen Wanderungsamplitude des Zooplanktons (Wetzel, 1983).

Beim Seenvergleich werden die Zooplankton-Abundanzen, unabhängig von der realen (unbekannten) Verteilung des Zooplanktons in der Wassersäule, durch die unterschiedlichen (willkürlich gewählten) Längen der Probenahmeprofle, d.h. durch die unterschiedlichen Volumina, beeinflusst. Falls der Verdacht besteht, dass die beprobte Wassertiefe von der realen Zooplankton-Verteilung stark abweicht, kann nachträglich eine rechnerische Korrektur mithilfe der seeflächenbezogenen Abundanz (in Ind. pro m²) vorgenommen werden. Ist das Probenahmeprofil „zu lang“ und es wird eine Unterschätzung der mittleren Zooplankton-Abundanz vermutet, kann auf ein beliebig gewähltes, kürzeres Probenahmeprofil umgerechnet werden, da ja davon ausgegangen wird, dass 100 % des Zooplanktons beprobt wurde. Wird das Probenahmeprofil allerdings als „zu kurz“ angesehen, ist eine nachträgliche Korrektur der Ergebnisse nicht mehr möglich.

Auswahl und Anwendung der Probenahmegeräte

Bei der Auswahl der Probenahmegeräte sollte in erster Linie der Seetyp und erst in zweiter Linie die Begrenzung des Zeitaufwands die entscheidende Rolle spielen. Bei der Probenahme wird eine gute Verankerung des Bootes an mindestens zwei Stellen empfohlen, um ein Abdriften und damit eine Verzerrung des Entnahmeprofils zu vermeiden. Es wird weiterhin empfohlen generell nur eine der hier vorgestellten Methoden der Zooplankton-Probenahme im jeweiligen Gewässer zu praktizieren, da bisher keine allgemein verwendbaren Korrekturfaktoren nach Wechsel der Probenahmetechnik vorliegen.

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

1. Vertikalschöpfer

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

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

Anwendung: Es wird immer die gesamte Wassersäule bis ca. 1 m über Grund beprobt. Dabei sollten die vertikalen Probenahmeintervalle und/oder die Anzahl der Schöpfungen pro Tiefenstufe so gewählt werden, dass ein gesamtes Probenvolumen von 30 Liter nicht unterschritten wird. Bei einem 10 m tiefen See mit einem 5 L-Schöpfer würden dazu z.B. 1 m-Abstände ausreichen, während bei einem sehr flachen See 0,5 m Abstände notwendig wären. Mit einem 2 L-Schöpfer sind entsprechend andere Kombinationen zu wählen. Vertikale Probenahmeabstände von mehr als 1 m werden nicht empfohlen. In begründeten Ausnahmen (z.B. in polytrophen Seen mit extrem hoher Zooplankton-Dichte) kann das minimale Probenvolumen von 30 Litern unterschritten werden, da der Arbeitsaufwand für die Probenteilung im Labor sonst zu hoch wird. Die einzelnen Schöpfproben werden an Bord durch Filtration über eine 55 µm-Netzgaze zu einer integrierten Mischprobe vereinigt. Dazu eignet sich z.B. die Kombination aus einem (dem Schöpfervolumen angepassten) Plastikgefäß (Tonne) und einem eingehängten kleinen Netzbecher oder Planktonnetz. Ein Trockenfallen der Mischprobe zwischen den einzelnen Teilprobenahmen ist unbedingt zu vermeiden.

In extrem flachen Seen (bis ca. 2 m Tiefe) ist – alternativ zu Vertikalschöpfern – auch der Einsatz von transparenten Plankton-Röhren (Volumen > 2 Liter) möglich. Beim Einsatz von Plankton-Röhren ist eine ausreichende Einstechgeschwindigkeit (0,5-1 m/s) und ein

minimaler Röhrendurchmesser (mindestens 5 cm) zu beachten, da die Gefahr besteht, dass fluchtfähige Zooplankton-Taxa, insbesondere große Copepoden, nicht quantitativ erfasst werden. Beim Ausstechen ist die Aufwirbelung des Sediments unbedingt zu vermeiden, weil sonst die spätere Probenanalyse sehr erschwert wird.

2. Planktonnetze:

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

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

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

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

Fixierung und Konservierung der Proben

Die Zooplankton-Proben werden an Bord unverzüglich mit einer Zucker-Formol Lösung fixiert (Endkonzentration ca. 4 % Formol und 40 g/l Zucker). Dazu kann eine entsprechend höherkonzentrierte Ausgangslösung (z.B. 8 %) verwendet werden. Falls notwendig, z.B. auf Grund eines zu großen Probenvolumens, muss im Labor (unterm Abzug!) nachfixiert werden. Die Betäubung des Zooplanktons mit CO_2 (Medium-Mineralwasser) kann nicht generell empfohlen werden, da sich damit nur für einzelne Taxa des Zooplanktons ein positiver Effekt erzielen lässt, andere dagegen schlechter fixiert werden.

Spezielle Anforderungen des Langzeitmonitorings, insbesondere die sehr wünschenswerte Option zu einem späteren Zeitpunkt noch genetische Analysen durchführen zu können, erfordern eine Fixierung der Proben mit Ethanol. Black & Dodson (2003) empfehlen dafür 95 %-iges Ethanol und eine anschließende Aufbewahrung der Proben in 70 % Ethanol. Praktische Nachteile der Alkoholfixierung bei den oft recht großen Probenvolumina im Gewässermonitoring liegen vor allem in der relativ großen Menge an Fixierlösung, die mitgeführt werden muss und den sich daraus ergebenden hohen Kosten, da zumindest für spätere genetische Analysen kein vergällter Alkohol verwendet werden darf. Weiterhin erfordern die Proben mehr Wartungsaufwand, wg. der Verdampfungsgefahr des Ethanols, und eine Bestimmung der Tiere ist teilweise erschwert, weil die Gewebe nicht dieselbe Festigkeit, wie bei einer Formol-Fixierung aufweisen. Ein unbestreitbarer Vorteil der Ethanol-Fixierung ist ein erhöhter Arbeitsschutz durch die wesentlich geringere Humantoxizität.

Wartung der Probenahmegeräte

Die Probenahmegeräte müssen im Labor regelmäßig auf ihre einwandfreie Funktion geprüft werden, d.h. Schöpfer z.B. auf die Dichtigkeit des Schließmechanismus, Netze auf die

Unversehrtheit der Netzgaze. Die Wartung und Säuberung der Probenahmegeräte ist aber nicht nur zur Funktions- und Werterhaltung erforderlich, sondern dient auch zur Verhinderung der Kontamination der Proben mit fremden Arten.

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

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

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

McQueen, D.J. & N.D. Yan (1993): Metering filtration efficiency of freshwater zooplankton hauls. *Reminders from the past. J. Plankton Res.* 15: 57-65.

Schwoerbel, J. (1994): *Methoden der Hydrobiologie*. Spektrum Akademischer Verlag; Gustav Fischer. 368pp.

Stich, H.B., G. Maier & A. Hoppe (2010): *Projekt Zooplankton – Probenahme – Bericht der LUBW*. 35 Seiten