



Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall" 2008-2010

**Praxistest und Verfahrensanpassung:
Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgs-
seen, in Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen
zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie**

**Abschlussbericht
für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08**

Projektbearbeiter:

Dipl. Biol. **Ursula Riedmüller**, LBH, Freiburg

Dipl. Biol. **Eberhard Hoehn**, LBH, Freiburg

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: November 2011

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung	3
2 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen	5
2.1 Einführung und Datengrundlage	5
2.1.1....Zielsetzung und Strategie der Anpassungsarbeiten.....	5
2.1.2....Datenanforderung und Methoden der Aufbereitung.....	6
2.1.3....Datenstand und Datengrundlage	7
2.2 Ermittlung von Seengruppen mit ähnlichem trophischen Verhalten	10
2.2.1....Arbeitsstrategie	10
2.2.2....Schichtungsverhalten, mittlere Tiefe und Biomasseausprägung	10
2.2.3....Sind im Mittelgebirge Ca-reiche Seen produktiver als Ca-arme?	14
2.2.4....Können geschichtete Mittelgebirgsseen gemeinsam mit den geschichteten Alpen- und Voralpenseen klassifiziert werden?.....	17
2.2.5....Repräsentanz von Kleinseen im Datensatz	18
2.2.6....Analysen zu polymiktischen Seen u.a. des Flachseetyps 11.2 und Seegröße.....	20
2.2.7....Analysen zu geschichteten Tieflandseen des Typs 10 und Seegröße	22
2.2.8....Sollten polymiktische Tieflandlandseen separat nach Gewässerart klassifiziert werden und wie verhalten sich Flusseen?.....	24
2.2.9....Können polymiktische Mittelgebirgsseen mit den Voralpenseen oder sogar mit den Tieflandseen gemeinsam klassifiziert werden?.....	29
2.2.10 .Sollten geschichtete TL-Seen differenziert nach Gewässerart klassifiziert werden?	32
2.3 Seengruppen der Trophieklassifizierung mit Gesamtphosphor - Ergebnisse	33
2.4 "Außenseiterseen" für die Trophieklassifizierung	36
2.5 Trophie-Klassifizierung mit der Trophiekenngroße Gesamtphosphor-Saisonmittel.....	37
2.5.1....TP-Index: Vorgehensweise, Berechnung und Trophieklassengrenzen.....	37
2.5.2....Vergleich der alten und neuen Klassengrenzen in den Seengruppen - Übersichtstabellen.....	39
3 Praxistest in den Bundesländern, Rücklauf und Stand der Problemlösung	42
4 Datenstand und Methoden	44
4.1 Datenaufbereitung und Stand der Datenbank für WRRL-relevante Seen.....	44
4.2 Zusammensetzung der Datenbank und der Kalibrationsdatensätze.....	46
4.3 Trophie-Kenngrößen für die Kalibration der Bewertungsmetrics – "trophic pressure"	49
4.4 Seentypologie und Lage der Referenztrophiie vor der Überarbeitung	51
5 Anpassung der Typologie und Bewertung in der Ökoregion Mittelgebirge	53
5.1 Überprüfung der Typologie im MG-Modul.....	53
5.1.1....Huminstoff-geprägte Seen im Mittelgebirge	53
5.1.2....Typologie von geschichteten MG-Seen – Prüfung und Anpassung	60

5.1.3....Fazit zur Typologie von geschichteten MG-Seen und Umgruppierung	64
5.1.4....Typologie von polymiktischen MG-Seen – Prüfung und Anpassung	67
5.1.5....Fazit zur Typologie der polymiktischen MG-Seen und Umgruppierung	68
5.1.6....Neue Typologie im Mittelgebirge - Zusammenfassung.....	70
5.2 Prüfung der Metrics bei den Mittelgebirgstypen	71
5.2.1....Validierung und Anpassung des Biomasse-Metrics	71
5.2.2....Validierung und Anpassung des Algenklassen-Metrics in geschichteten MG-Seen.....	76
5.2.2.1 Bisherige Algenklassenbewertung im Praxistest	76
5.2.2.2 Spearman-Rangkorrelation zwischen Trophie-Kenngrößen und Algenklassen	78
5.2.2.3 Analysen zur Eignung von Algenklassensubmetrics und Ergebnisse.....	79
5.2.2.4 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen.....	81
5.2.2.5 Validierung der neuen Algenklassenbewertung für geschichtete MG-Seen.....	83
5.2.3....Validierung und Anpassung des Algenklassen-Metrics in polymiktischen MG-Seen...	85
5.2.3.1 Bisherige Algenklassenbewertung der polymiktischen MG-Seen im Praxistest	85
5.2.3.2 Spearman-Rangkorrelation zwischen Trophie-Kenngrößen und Algenklassen	87
5.2.3.3 Ergebnis der Eignungstest für Algenklassen bei polymiktischen MG-Seen.....	88
5.2.3.4 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertung.....	89
5.2.3.5 Validierung der neuen Algenklassenbewertung für polymiktische MG-Seen.....	91
5.2.4....Validierung der MG-Indikatorliste	92
5.2.5....Gesamtbewertung im Kalibrationsdatensatz und Prüfen der Metric-Gewichtung	95
6 Prüfung der Bewertung der AWB und HMWB im norddeutschen Tiefland	97
7 Trophische Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen insbesondere starken Absenkungen.....	100
7.1 Einführung und Datengrundlage	100
7.2 Ergebnisse der Prüfung auf Trophie-relevante Stauspiegelabsenkungen	102
7.3 Fazit und Möglichkeiten der Potenzialbewertung.....	106
8 Zusammenfassung und Ausblick	110
9 Verwendete Abkürzungen.....	115
10 Literatur.....	116
11 Anhang	118
11.1 Tabelle: Trophieklassifizierung mit dem Biovolumen-Saisonmittelwert.....	118
11.2 Tabelle: Trophieklassifizierung mit dem Gesamtphosphor-Saisonmittelwert.....	120

1 Einführung

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 Potenzials aller Oberflächengewässer. Hierbei sind nicht nur natürliche sondern auch künstliche und erheblich veränderte Gewässer zu berücksichtigen. In einem von 2007 bis 2009 durchgeführten LAWA-Projekt (HOEHN *et al.* 2009) wurde ein erster Entwurf zur Bewertung von natürlichen Mittelgebirgsseen, künstlichen und erheblich veränderten sowie Sondertypen natürlicher Seen, z.B. Altarme, Totwasser und Erdfallseen, aller Ökoregionen vorgestellt. In dem hier dargestellten Folgeprojekt soll das bestehende Verfahren in einem Praxistest auf den Prüfstand gestellt werden. Auf Basis einer deutlich größeren Datenbasis in den Bundesländern soll das derzeitige Verfahren validiert und im Einzelnen angepasst und verbessert werden.

Im vorliegenden Text werden verschiedene Abkürzungen häufiger verwendet, deren Bedeutung im Glossar in Kap. 9 erläutert werden und in dem noch weiter Abkürzungen aufgeführt sind.

Die wichtigsten und häufigsten sind:

AWB = artificial waterbodies, HMWB = heavily modified waterbodies, TS = Talsperre, BS = Baggersee, TBS = Tagebauseen, natS = natürliche Seen, TL = norddeutsches Tiefland, MG = Mittelgebirge, AVA = Alpen- und Voralpen, BV = Phytoplankton-Biovolumen, AK = Phytoplankton-Algenklassen, PP = Phytoplankton. Der Schichtungstyp wird ggf. wie folgt abgekürzt: gesch = geschichtet, poly = polymiktisch.

Aufgaben des ersten Projektabschnitts des Praxistests (Phase I):

- die Erweiterung der Datenbank
- die Datenaufbereitung und -recherche
- die Plausibilisierung der Daten und Typisierung der Seen
- der taxonomische Abgleich
- erste Auswertungen, Grundstatistik sowie die Präsentation von Zwischenergebnissen

Nach Fertigstellung der Datenbank wurden alle Untersuchungsjahre mit dem derzeit gültigen Verfahren (MISCHKE *et al.* 2009a und 2009b, MISCHKE & KUSBER 2009, HOEHN *et al.* 2009) bewertet und die Ergebnisse zur Plausibilisierung an die Bundesländer versandt. Der Rücklauf – u.a. zahlreiche Typänderungen, unstimmgige Ergebnisse, weitere Detailinformation über die Seen wie z.B. Makrophytendominanz, anhaltende Kiesbaggerung, Stauspiegelschwankungen bei Talsperren sowie hydrologische Begleitdaten – wurden in der Datenbank ergänzt und validiert bzw. als Ansatzpunkte für Modifikationen aufgelistet. Im hier dargestellten Folgeprojekt soll das Verfahren auf Basis der genannten Vorarbeiten für die Seengruppe überarbeitet und angepasst werden. Die wichtigsten Ergebnisse und methodischen Ansätze der ersten Projektphase werden hier nochmals kurz mit aufgeführt, um eine komplette Darstellung und Erläuterung zu den Arbeitsschritten und der Datenbasis in einem Werk zu erhalten.

Aufgaben im vorliegenden zweiten Projektabschnitt (Phase II):

- Überarbeitung der Bewertungsmetrics für AWB und HMWB sowie Mittelgebirgsseen. Nachkalibration des Biomasse- und Algenklassen-Metrics, Prüfung der Indikatorlisten.
- Übergeordnete Arbeiten zu den Projekten AWB/HMWB Praxistest und Folgeprojekt bis 2012

zur Bewertung von natürlichen Seen mit Phytoplankton: Anpassung des LAWA-Index für Talsperren, Baggerseen und natürliche Seen (LAWA 1999, 2001, 2003) an den großen Seendatensatz für deutsche Seen.

- Aufbau einer eigenen Datenbank, Erstellen eines Kalibrationsdatensatzes und vorbereitende Tests (wurde im LAWA-Projekt-Nr. O 9.09 vorrangig bearbeitet und weitgehend fertiggestellt, s. MISCHKE *et al.* 2010).
 - Beschränkung im vorliegenden Projekt auf die Klassifizierung mit der Kenngröße Gesamtposphor im Saisonmittel.
 - Gruppenbildung der gemeinsam zu klassifizierenden Seegruppen, die ein ähnliches Trophieverhalten bzw. eine ähnliche Produktivität in Bezug zum Gesamtposphor besitzen.
 - Ableiten von Regressionen zwischen den Trophieparametern Chlorophyll a und Gesamtposphor-Saisonmittel in den Seegruppen
 - Validierung und Plausibilisierung der neuen Klassifizierungsformeln, Vergleich mit den alten Ansätzen
 - Einbinden der dann überarbeiteten Kalibrationskenngrößen u.a. TP-Index und Biovolumen-Index in die Validierung und Anpassung des PhytoSee-Verfahrens
- Prüfung der Notwendigkeit von zusätzlichen Seetypen für die Mittelgebirgsseen. Vorschlagsliste aus den Bundesländern: Huminstoffgeprägte Seen, Extrem-Flachseen, Flusseen.
- Trophische Auswirkungen von Seepegelschwankungen und Darstellung von Möglichkeiten zu deren Berücksichtigung in der Potenzialbewertung

Da der LAWA-Index für das EU-WRRL-Bewertungsverfahren sowie für die Hintergrund- und Orientierungswerte eine wichtige Kalibrationsgröße darstellt, ist es für die Feinkalibration und Weiterentwicklung dieser Teilprojekte wichtig, die Überarbeitung der LAWA-Richtlinien so bald wie möglich zur Verfügung zu stellen. Die Grenzen der Zustandsklassen sowie die Trophieankerwerte der Taxa sollten auf den dann neuen LAWA-Index angepasst werden oder deren Stimmigkeit bestätigt werden.

2 Überarbeitung der LAWA-Trophieklassifizierung für Seen

2.1 Einführung und Datengrundlage

Im LAWA-Projekt "Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen" Nr. O 9.09 wurden Tests zu den bisherigen Trophie-Klassifizierungen und -bewertungen sowie weiter gehende Vorarbeiten ausführlich dargestellt und erläutert. Sowohl die Zielstellung der Überarbeitung als auch die erarbeitete Datenbank sollen in den folgenden Kapiteln nochmal zusammenfassend dargestellt werden.

Die Zitate der LAWA-Richtlinien (1999, 2001, 2003) werden im folgenden Text im Sinne einer besseren Lesbarkeit nicht immer mitgeführt. Im vorliegenden Text werden verschiedene Abkürzungen häufiger verwendet, deren Bedeutung im Kap. 9 erläutert werden.

2.1.1 Zielsetzung und Strategie der Anpassungsarbeiten

Zielsetzung der Anpassung der drei LAWA-Klassifizierungsmodelle für die Gewässerarten natürliche Seen (LAWA 1999), Talsperren (LAWA 2001) und Baggerseen (LAWA 2003):

- Alle Kenngrößen des LAWA-Index werden von Sommermittel auf Saisonmittel umgestellt, d.h. der zukünftige LAWA-Index, die H&O-Werte und das PSI-Bewertungsverfahren fußen auf denselben Messzeiträumen und Kenngrößen.
- Messungen im Klarwasserstadium von Seen gehen in die Mittelwertbildung mit ein und werden nicht wie bisher für den Chl a- und Sichttiefen-Index meist "von Hand" aussortiert.
- Die Klassifizierung anhand des TP-Zirkulationswertes wird beibehalten.
- Eine unterschiedliche Trophieklassifizierung von Gewässerarten (BS, TS und natS), Seetypen und Seen unterschiedlicher Größe soll nur dann erfolgen, wenn signifikante Abweichungen in der Biomasse- oder der Kenngrößenausprägung deutlich werden.
- Es soll eine weitgehende Harmonisierung/Plausibilisierung mit den Klassengrenzwerten des PSI und der H&O-Werte stattfinden.
- 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 gemäß beschluss des LAWA-EK-Seen nicht geplant. Dies hat zu Folge, dass eine notwendige Überarbeitung des Bewertungsansatzes für natürliche Seen nicht durchgeführt wird. Es wird darauf verwiesen, dass mit dem WRRL-Verfahren ein valides Bewertungswerkzeug zur Verfügung steht
- Des Weiteren soll der LAWA-Index wie bisher auf Seen aller Größen anwendbar sein.

Die genannten Arbeiten müssen arbeitstechnisch und inhaltlich auf das laufende Praxistest-Projekt und das darauf folgende LAWA-Projekt "Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton. Anpassungen, Aussagesicherheit und Qualitätssicherung" Nr. O 4.10 aufgeteilt werden.

Im hier vorliegenden Praxistest sollen folgende Teilaufgaben bewältigt werden:

- Ermittlung der Seegruppen, die sich in ihrem Trophieverhalten ähneln und innerhalb derer gemeinsame Klassifizierungsmodelle abgeleitet werden können (u.a. Ähnlichkeitsanalysen, Vergleiche von Stichproben).
- Beschränkung auf Analysen, welche sich speziell mit der trophischen Kenngröße Gesamtphosphor im Saisonmittel befassen sowie Ableitung von entsprechenden Klassifikationsformeln zur Indexermittlung.

Alle weiteren Aufgaben der Überarbeitung sowie eine zusammenfassende Darstellung einer zukünftigen Trophieklassifikation mit eigenem Bericht und EDV-Auswertetool werden im Folgeprojekt 2010/2011 O 4.10 bearbeitet, in dem dafür ein eigener Arbeitsblock vorgesehen ist. Dies war sowohl im Anpassungsprojekt (MISCHKE *et al.* 2010) als auch im hier vorliegenden Praxistest AWB/HMWB nicht der Fall und die Arbeiten wurden aufgrund ihrer hohen Priorität dennoch eingebunden.

2.1.2 Datenanforderung und Methoden der Aufbereitung

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

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

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

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

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

Da auch die zukünftige LAWA-Klassifikation wieder die Kenngröße Gesamtphosphorgehalt während der Frühjahrs- oder ggf. Herbstzirkulation enthalten soll, mussten für viele Seenjahre diese Werte von Hand selektiert werden. Da für die Seen in den allermeisten Fällen die Tiefenprofilmessungen nicht vorlagen und auch eine diesbezügliche Einzelanalyse zur Auswahl des Termins in der Frühjahrszirkulation nicht geleistet werden konnte, wurde die Frühjahrszirkulation lediglich mit Hilfe des Datums ausgewählt. Mit höchster Priorität wurden die Februar-Werte selektiert, falls diese vorhanden waren. Dann folgten März- und Aprilwerte. Mit letzter Priorität wurden November-, Oktober- oder Mai-Werte verwendet, diese jedoch nur nach Plausibilisierung.

Bei der Vorbereitung der Daten für die Überarbeitung wurden wie bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens u.a. nach HOEHN *et al.* (2009) sogenannte Kalibrationsdatensätze zusammen-

gestellt. In diesen extrahierten Datensätzen sollen insbesondere Seen mit langen Messreihen nicht überrepräsentiert sein.

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

- Maximal zwei Jahrgänge pro See oder Seebecken bzw. bei langen Zeitreihen und zwischenzeitlichem Wechsel des Trophiestatus maximal drei Jahrgänge.
- Chl a- und TP-Saisonmittelwerte sind belastbar vorhanden.
- Sichttiefe darf in Einzelfällen fehlen, zumindest für die Entwicklung der TP-Indices.
- Keine sauren Seen (insbesondere Tagebauseen), Test auf Klassifizierbarkeit erfolgt später.
- Mindestens vier Termine pro Jahr und mindestens drei Probetermine in der Vegetationsperiode von März/April bis Oktober/November.

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

2.1.3 Datenstand und Datengrundlage

Insgesamt konnten für diese Fragestellung für über 1.900 Seen fast 30.000 Probetermine und über 4.000 Jahrgänge zusammengetragen werden. Für manche Seen wurden nur die Jahreswerte geliefert und die Ergebnisse für die einzelnen Probetermine liegen nicht vor. Filtert man die Jahrgänge nach plausiblen Chlorophyll a-Werten - mit dem Kriterium mindestens drei Messungen pro Untersuchungsjahr - so verbleiben 3.141 Jahrgänge, von denen 78 keine Gesamtphosphorwerte, jedoch Gesamtbiovolumina aufweisen.

Tabelle 1: Stand (Juli 2010) der Seen-Datenbank zur Anpassung der LAWA-Trophieklassifizierung.

Alle deutschen Seetypen und Seegrößen	Anzahl im Gesamtdatensatz	Anzahl im Kalibrationsdatensatz
Seen/Seebecken (alle gelieferten Daten)	1.904	1.693
Probetermine (alle gelieferten Daten)	29.084	rund 14.000
Jahrgänge/Seenjahre (Daten mit plausiblen Chlorophyll-Werten)	3.141	2.369

In den Kalibrationsdatensatz wurden nach den o.g. Kriterien aus dem Gesamtdatensatz 2.369 Jahrgänge ausgewählt (s. Tabelle 13). Die Verteilung auf die Seetypen zeigt die Abb. 1.

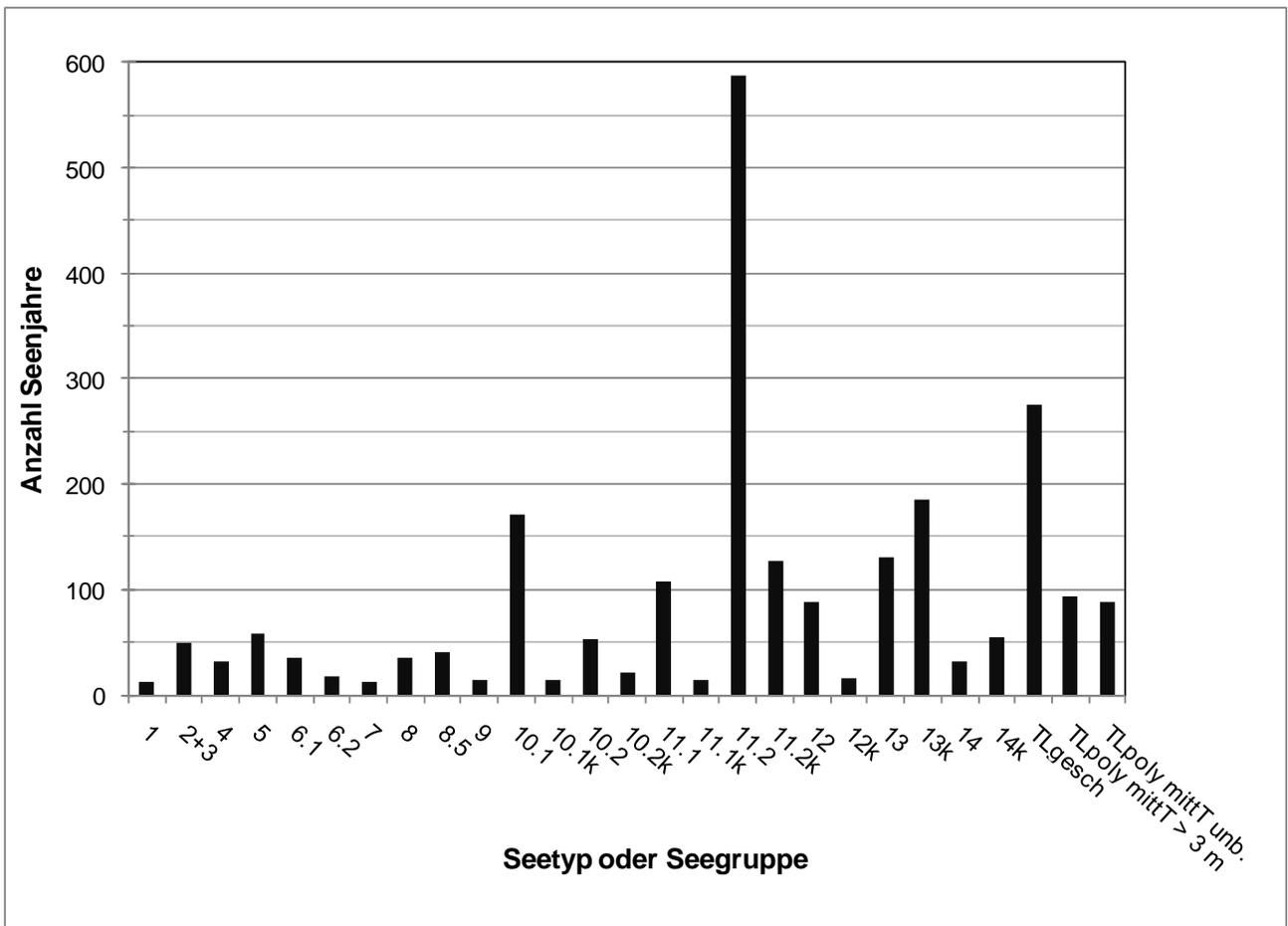


Abb. 1: Verteilung der Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz (N = 2.369) auf die Phytoplankton-Subtypen und die getroffene Einteilung für kleinere Seen aus Mecklenburg-Vorpommern ohne spezielle Typzuordnung (TLpoly = Tiefland polymikotisch, TLgesch = Tiefland geschichtet, mittT = mittlere Tiefe).

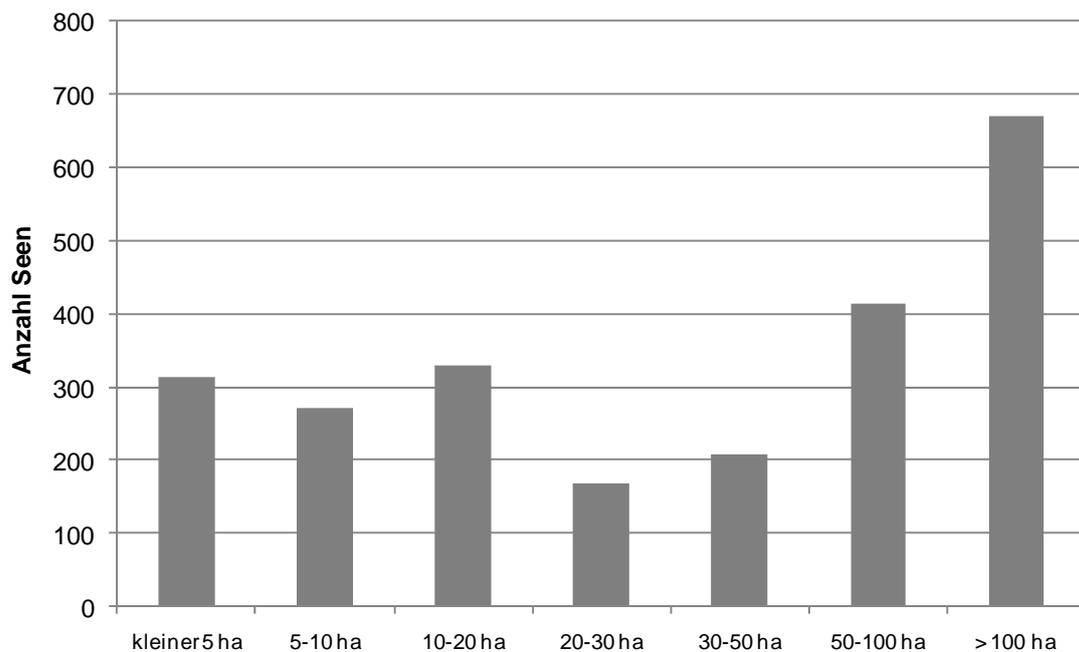


Abb. 2: Verteilung der Seenjahre im Kalibrationsdatensatz auf Seegrößenklassen (N = 2.369).

4% der Jahrgänge stammen aus der Ökoregion Alpen/Voralpen, 9% aus dem Mittelgebirge (Höhenlage in der Regel über 200 m ü. NN) und 87% sind von Seen der Norddeutschen Tiefebene bzw.

Seen in den Ebenen großer Flüsse und Ströme (Rhein, Elbe, Weser). Die letztgenannten wurden trotz häufiger Lage in der Ökoregion Mittelgebirge von HOEHN *et al.* (2009) auf Basis von Ähnlichkeitsanalysen hinsichtlich ihrer Phytoplanktonzusammensetzung zu den Tieflandseen gruppiert.

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

Über 300 Jahrgänge sind aus sehr kleinen Seen kleiner 5 ha (s. Abb. 2). Die bisherigen LAWA-Richtlinien insbesondere für natürliche Seen und Baggerseen wiesen für Seen kleiner 5 ha eigene Klassifikationstabellen aus. In der Richtlinie für natürliche Seen (LAWA 1999) wurden Seen kleiner 1 ha komplett ausgeschlossen. Im vorliegenden Datensatz sind lediglich 9 von 314 Seen kleiner als 1 ha. Diese werden nicht von vornherein ausgeschlossen, sondern deren trophisches Verhalten wird innerhalb des Datensatzes geprüft.

Hinsichtlich Gewässerart wird der Datensatz von natürlichen Seen (1.690) dominiert. Danach folgen die Talsperren und Stauseen mit 232, die Baggerseen mit 230, die Tagebauseen mit 99, Teiche und (flache) Speicher mit 80 und zuletzt die Torfabbauseen mit 38 Vertretern, welche vorwiegend aus Mecklenburg-Vorpommern gemeldet wurden.

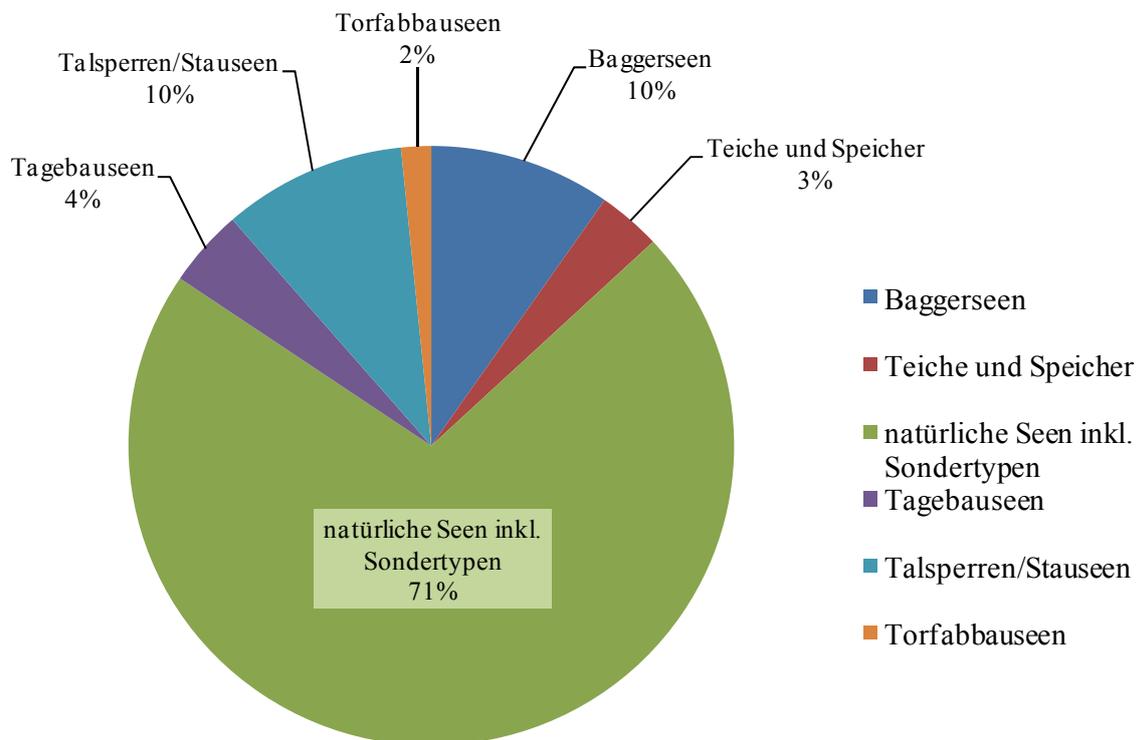


Abb. 3: Verteilung der 2.369 Seenjahre im Kalibrationsdatensatz auf die **Gewässerarten**.

Die im Folgenden dargestellten Auswertungen betrachten oft nur einzelne Seetypen des Kalibrationsdatensatzes und einzelne Parameter. Da nicht für jedes Seenjahr alle Parameter vorliegen bzw. plausibel sind, entsprechen die Stichprobengrößen nicht immer genau den oben dargestellten Anzahlen, sondern sind in der Regel nochmals ausgelesene Teilmengen.

2.2 Ermittlung von Seengruppen mit ähnlichem trophischen Verhalten

2.2.1 Arbeitsstrategie

Bei der Ermittlung von gleich zu klassifizierenden Seegruppen wurden zwei verschiedene Strategien verfolgt. Zunächst wurden innerhalb der Ökoregionen Alpen und Mittelgebirge getestet, ob die Typisierungskriterien Kalkgehalt, Seegröße, Schichtungsverhalten und mittlere Tiefe eine Auswirkung auf die Biomasseentwicklung haben. Diese Strategie wurde insbesondere dann gewählt, wenn Gruppen mit kleiner Stichprobengröße vorlagen, etwa $n < 50$. Es wurde geprüft, ob die kleinere Gruppe innerhalb des Streubereiches einer großen Gruppe liegt bzw. die Annahme abgeleitet werden kann, dass ein Großteil der geprüften Seen ein anderes Chl a : TP-Verhältnis besitzt.

Im Tiefland wurden zu einer möglichen Differenzierung von Kleinseen ähnliche Tests durchgeführt. Für die weitere Prüfung im Tiefland, in dem für viele Seetypen und Gewässerarten ausreichend viele Jahrgänge vorliegen, wurden gleich die Kurvenanpassungen durchgeführt und miteinander verglichen. Bei großer Ähnlichkeit der Regressionen wurde geschlossen, dass die Gruppen zusammen klassifiziert werden können. Ebenso wurde mit den größeren Datensätzen der verschiedenen Ökoregionen verfahren und geprüft, ob die Klassifizierung ökoregionsspezifisch sein muss.

2.2.2 Schichtungsverhalten, mittlere Tiefe und Biomasseausprägung

Für 2.194 Seen im Kalibrationsdatensatz waren Daten zur mittleren Tiefe vorhanden. In der Abb. 4 sind alle Seen mit Chlorophyll a-Saisonmittelwerten kleiner $500 \mu\text{g/L}$ dargestellt. Der "See bei Groß Spiegelberg" in Mecklenburg-Vorpommern ist mit einem Saisonmittel von $971 \mu\text{g/L}$ Chl a (Jahr 2003) nicht enthalten. Im Wertebereich von 2 bis 9 m mittlerer Tiefe überlappen die beiden Mixistypen stark.

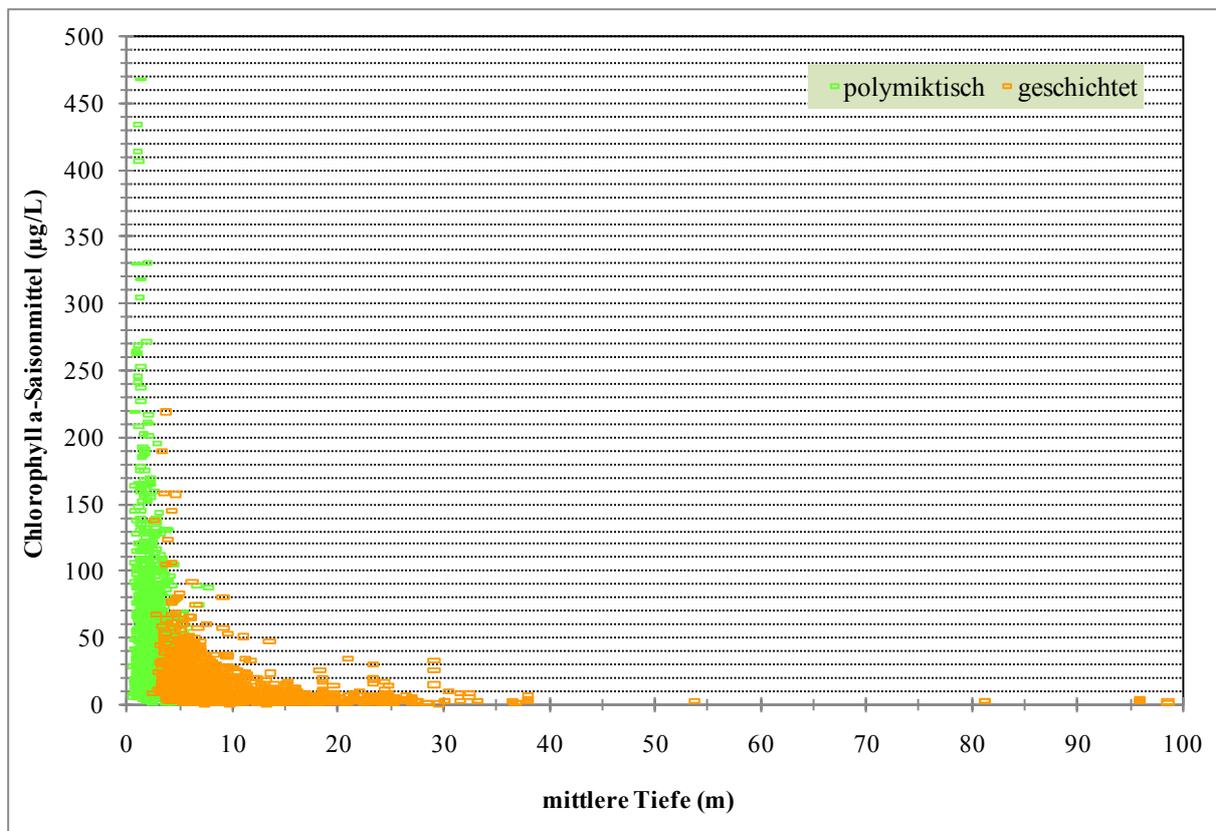


Abb. 4: Mittlere Tiefe und Schichtungsverhalten sowie deren Chlorophyll a-Saisonmittelwerte. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz mit Angaben über mittlere Tiefe, $n = 2.194$.

Tabelle 2: Geschichtete Seen geringer mittlerer Tiefe (kleiner als 4,5 m) mit sehr hohen PP-Biomassen, ausgedrückt im Chlorophyll a-Gehalt.

Gewässername Jahr	Seegröße (ha)	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	Schichtungstyp	mittlere Tiefe (m)
Kirchsee bei Pragsdorf 2000	4,4	80	geschichtet	4,3
Großer Siedenbollentiner See 2006	5,7	83	geschichtet	4,5
Kleiner Wangnitzsee 1997	22,3	105	geschichtet	3,2
Langer See bei Langensee 2002	3,9	106	geschichtet	3,8
Ruchower See 2000	9,6	123	geschichtet	3,4
Kuckuckssee 1999	6,6	138	geschichtet	2,1
Krebssee Malchow 1997	14,7	145	geschichtet	3,8
Rödliner See, Westteil 2003	224,9	157	geschichtet	4,1
Kirchsee, MVP 2004	2,2	158	geschichtet	3,0
Tröbel 2004	1,9	189	geschichtet	2,9
Mühlensee/-Teich Witzin 2002	2,1	219	geschichtet	3,2

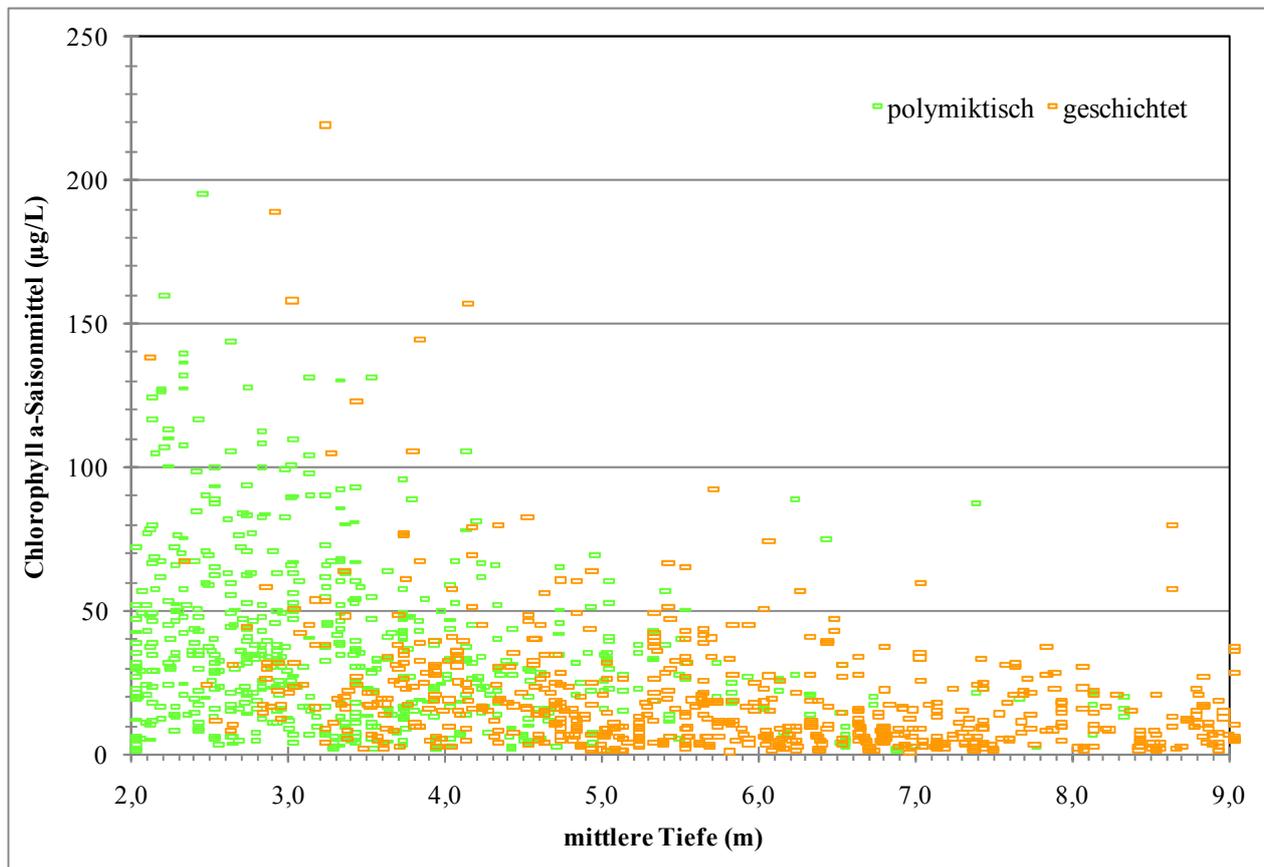


Abb. 5: Mittlere Tiefe und Schichtungsverhalten sowie deren Chlorophyll a-Saisonmittelwerte. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz. Datenauszug zwischen 2 und 9 m mittlerer Tiefe.

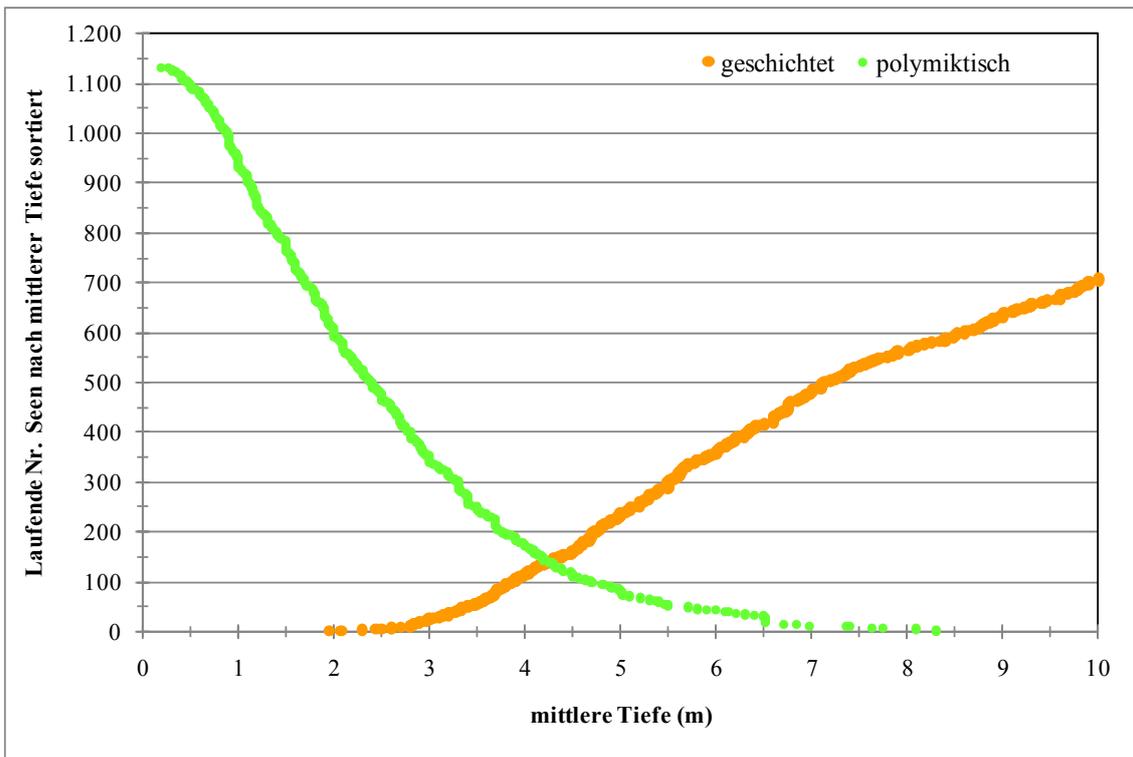


Abb. 6: Mittlere Tiefe und Schichtungsverhalten sowie Chlorophyll a-Saisonmittelwerte. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz, Datenauswahl Überlappungsbereich der beiden Mixistypen hinsichtlich mittlerer Tiefe. Sortierung nach Schichtung und dann nach mittlerer Tiefe.

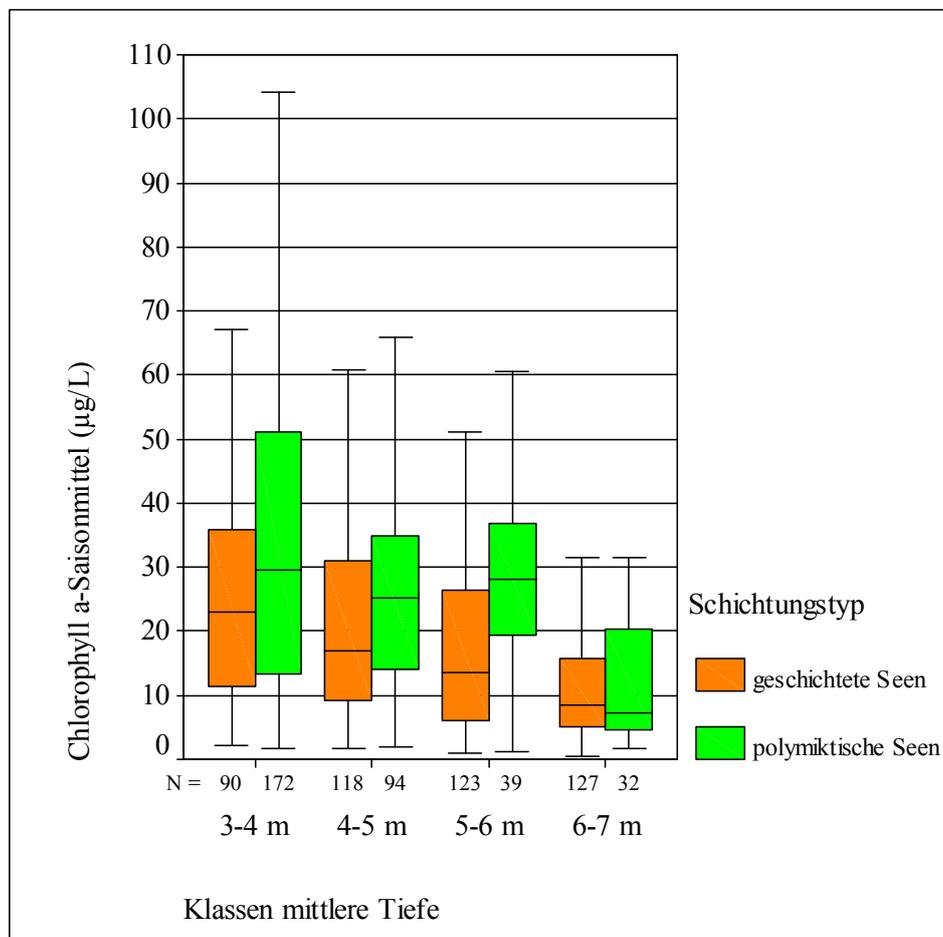


Abb. 7: Boxplots der Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in den Seegruppen, klassiert nach mittlerer Tiefe und Schichtungstyp. Auszug aus dem Kalibrationsdatensatz.

Bei der Betrachtung von Schichtungstyp, mittlerer Tiefe und entsprechenden Chlorophyll a-Werten treten folgende Besonderheiten zu Tage (s. Abb. 4 bis Abb. 7):

- Bei den geschichteten Seen fällt eine Seegruppe mit mittleren Tiefen kleiner 4,5 m auf, deren Chlorophyllwerte im Saisonmittel über 80 µg/L liegen (s. Tabelle 2). Derart hohe Werte werden im Datensatz nur in polymiktischen Seen erreicht und es müsste geprüft werden, ob der Schichtungstyp tatsächlich stimmt. Auch fällt auf, dass in dieser Gruppe sehr viele Seen kleiner 10 ha zu finden sind.
- Polytrope Verhältnisse (nach LAWA 1999 Chlorophyllwerte im Saisonmittel über 30 µg/L) treten in der Regel nur in Seen mit mittleren Tiefen kleiner als 10 m auf.
- Hypertrophe Verhältnisse (Chlorophyllwerte im Saisonmittel über 100 µg/L) treten in geschichteten Seen sehr selten und nur dann auf, wenn diese sehr geringe mittlere Tiefen unterhalb von 4 m besitzen.
- In polymiktischen Seen sind hypertrophe Zustände unterhalb von 3 Metern mittlerer Tiefe häufig.
- Unterhalb der mittleren Tiefe von 4,2 m sind die meisten Seen polymiktisch, oberhalb gehen diese in ihrer Häufigkeit stark zurück und die Seen sind eher geschichtet (s. Abb. 6).
- Oberhalb von 8,3 m mittlerer Tiefe sind alle Seen im Sommer stabil geschichtet (Kleinseen berücksichtigt, s. Abb. 6).
- Unterhalb von 2 m mittlerer Tiefe sind alle Seen polymiktisch (Kleinseen berücksichtigt, s. Abb. 6).
- In den stark überlappenden Bereichen von polymiktischen und geschichteten Seen – zwischen 3 und 7 m mittlerer Tiefe – wird in den polymiktischen Seen deutlich mehr Biomasse/Chlorophyll a gebildet als in den geschichteten (s. Abb. 7). Eine Ausnahme ist lediglich die Gruppe mit 6 bis 7 m mittlerer Tiefe, in der jedoch die Anzahl der polymiktischen Seen mit 32 schon relativ klein ist. Im Mittel aller Tiefenklassen liegt der Median des Chlorophyll a-Saisonmittelwertes bei den polymiktischen bei 25 µg/L und bei den geschichteten Seen bei 15 µg/L Chl a.
- Des Weiteren zeigt die Abb. 7, wie der Median der Chlorophyllwerte, insbesondere bei den geschichteten Seen, entlang der Skala der mittleren Tiefe von 23 kontinuierlich auf rund 9 µg/L zurückgeht. Bei den polymiktischen Seen fällt auf, dass der Median der Biomasse bereits unterhalb von 6 m mittlerer Tiefe deutlich ansteigt und bis und unterhalb von 3 m nahezu 30 µg/L erreicht.

Fazit:

Geschichtete und polymiktische Seen sind auch weiterhin aufgrund ihrer deutlichen Unterschiede in der Produktivität mit verschiedenen Ansätzen zu klassifizieren. Innerhalb der polymiktischen Seen sind je nach mittlerer Tiefe nochmals große Unterschiede zwischen den Seen zu beobachten, die ggf. einer zusätzlichen Differenzierung bedürfen.

2.2.3 Sind im Mittelgebirge Ca-reiche Seen produktiver als Ca-arme?

Es wurde getestet, ob innerhalb der Mixistypen kalkreiche Seen bei gleichen Gesamtphosphorkonzentrationen mehr Biomasse oder Chlorophyll bilden als kalkarme.

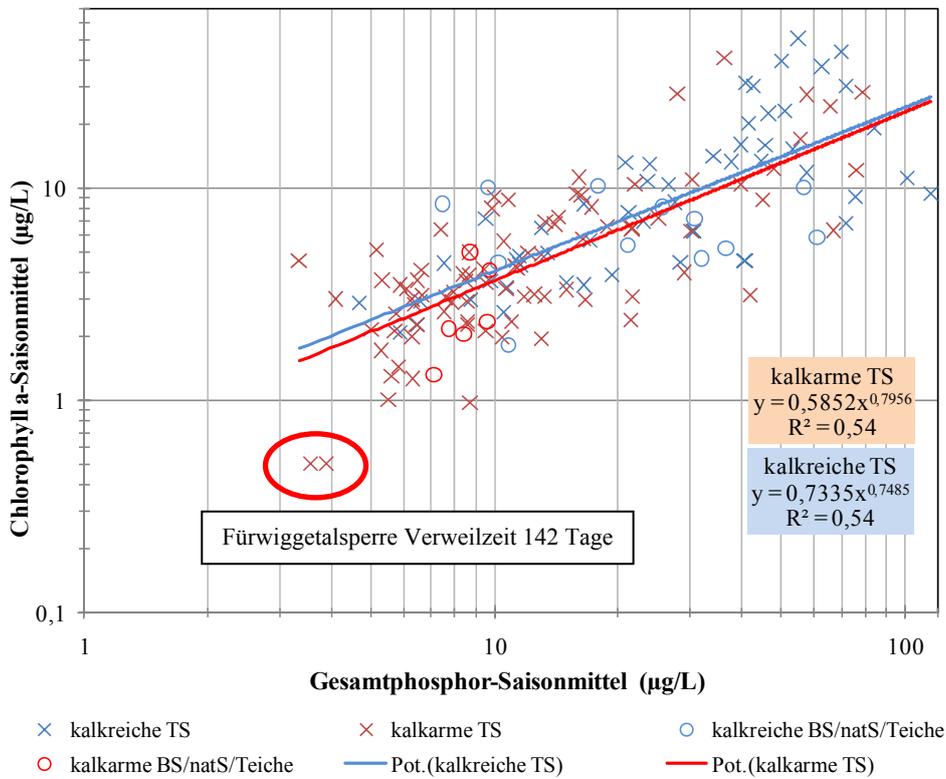


Abb. 8: Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in Bezug zum Gesamtphosphor-Saisonmittel in **geschichteten kalkarmen und kalkreichen Mittelgebirgsseen** sowie jeweils potenzielle Kurvenanpassung. N Jahrgänge = 161.

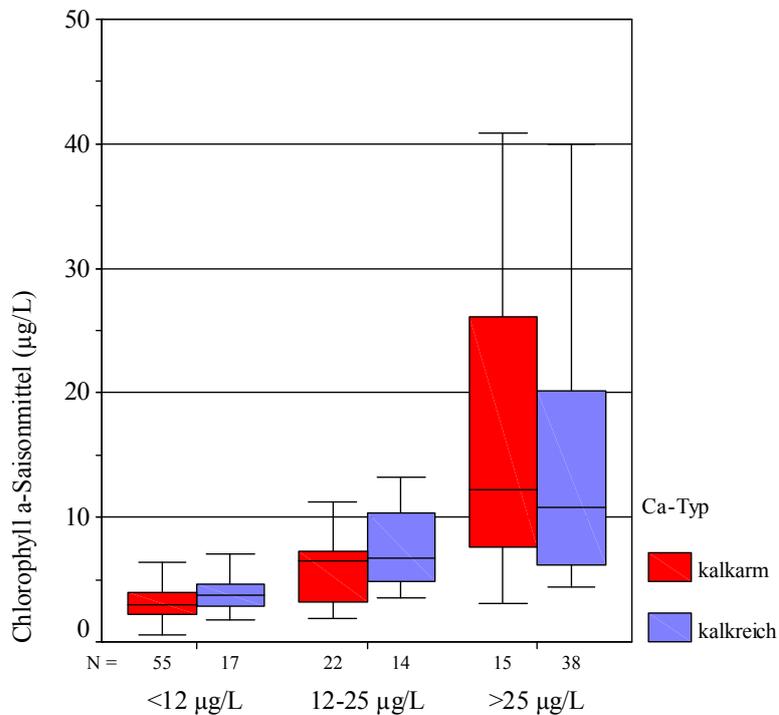


Abb. 9: Boxplot der Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in Gesamtphosphorklassen (µg/L) in **geschichteten kalkarmen und kalkreichen Mittelgebirgsseen** (Anzahl Jahrgänge = 161).

Bei den geschichteten Talsperren des Mittelgebirges liegen die potenziellen Kurvenanpassungen so eng beieinander (s. Abb. 8), dass hier kaum ein Unterschied festgestellt werden kann. Nach der Boxplot-Darstellung in Abb. 9 scheinen in den Gruppen geringerer TP-Gehalte (bis 12 µg/L und 12-25 µg/L) die Ca-reichen Seen eine etwas höhere Produktivität zu besitzen. Allerdings sind in der Gruppe bis 12 µg/L die Ca-reichen Seen etwas unterrepräsentiert und die meisten von ihnen besitzen TP-Gehalte größer als 10 µg/L. In der untersten TP-Klasse besteht demnach ein "Verteilungsproblem". In der mittleren TP-Klasse (12-25 µg/L) sind sich die Mediane sehr ähnlich, die 25- und 75-Perzentile zeigen jedoch eine etwas höhere Produktivität der Ca-reichen Seen. In der oberen TP-Klasse, in der nun die Ca-armen in geringerer Anzahl vorkommen, erreichen diese nun höhere Biomassen. Eine eindeutige Tendenz in dieser Frage ist daher auch unter Berücksichtigung der Abb. 8 nicht abzuleiten. Vielmehr wird die Verteilung der Seen nochmal deutlich: Ca-arme Seen besitzen im Mittel eine geringere TP-Belastung als Ca-reiche Seen, die ihren Schwerpunkt mehr im meso- bis eutrophen Bereich besitzen.

Die relativ kleine Seengruppe der natürlichen MG-Seen, Baggerseen, Tagebauseen und Teiche fügt sich in die Streuung der Talsperren relativ gut ein. Allerdings wird deutlich (Abbildungen und Analysen hier nicht dargestellt), dass diese im Mittel eine geringere Produktivität besitzen.

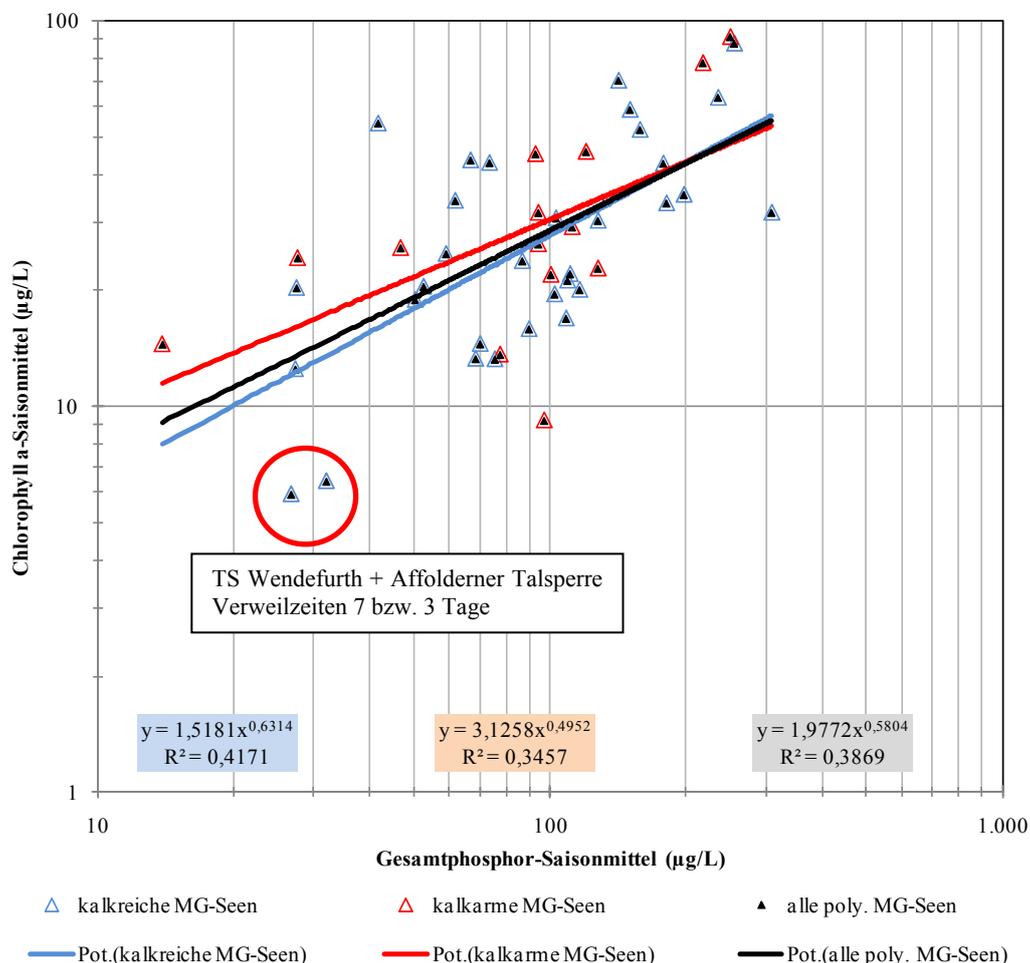


Abb. 10: Gesamtphosphor- und entsprechende Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in **polymiktischen** Mittelgebirgsseen sowie potenzielle Kurvenanpassungen. n Jahrgänge = 46.

Die Stichprobe der polymiktischen MG-Seen, welche für diesen Vergleich herangezogen werden können, ist mit 46 Jahrgängen relativ klein. Auch in der logarithmischen Darstellung (s. Abb. 10) ist eine große Streuung aller Werte unabhängig von der Seengruppe offensichtlich. Anhand der grafischen Auswertung ist kein Unterschied zwischen den silikatischen und karbonatischen Seen

erkennbar. Die Streuungen sind in beiden Gruppen gleichermaßen vorhanden. Die Stichprobe wird von Talsperren-Jahrgängen dominiert. Daneben sind noch wenige Teiche und Baggerseen enthalten, die sich hinsichtlich ihrer Trophie-Ausprägung nicht grundlegend anders als die Talsperren verhalten. Es fällt auf, dass Talsperren mit geringen Wasserverweilzeiten, wie z.B. die Affolderner Talsperre (rund 5 Tage) und die TS Wendefurth (7 Tage), geringere Chl a-Saisonmittelwerte aufweisen als die anderen polymiktischen Talsperren (s. Hinweis in Abb. 10).

Fazit zur Bedeutung des Kalkgehaltes auf die Chlorophyll a-Gesamtphosphor-Beziehung:

Die geringen oder widersprüchlichen Unterschiede in den Gesamtphosphor-Chlorophyll-Beziehungen rechtfertigen keine Unterscheidung zwischen den Seegruppen kalkreich und kalkarm. Dies gilt sowohl für geschichtete als auch für polymiktische Seen des Mittelgebirges. Die geprüften Stichproben enthalten größtenteils Talsperren. Geschichtete Talsperren sind im Mittel etwas produktiver als natürliche Seen, Abgrabungsseen und Teiche.

Kalkarme Talsperren im Mittelgebirge liegen häufiger in gering belasteten und/oder höher gelegenen Einzugsgebieten und sind im Mittel oligotropher als die kalkreichen Seen. Es wäre deshalb gerechtfertigt, dass die Weichwasserseen eine etwas geringere Referenztrophy besitzen (vgl. HOEHN *et al.* 2009). Die Produktivität der beiden Gruppen bei gleichem Gesamtphosphorgehalt ist jedoch sehr ähnlich.

2.2.4 Können geschichtete Mittelgebirgsseen gemeinsam mit den geschichteten Alpen- und Voralpenseen klassifiziert werden?

Die Regressionskurve für die geschichteten Alpen- und Voralpen-Seen (AVA) verläuft flacher als die Anpassung für die Gruppe der Mittelgebirgsseen, welche hier vorwiegend aus TS und nur wenigen natS und BS zusammengesetzt ist. Insbesondere im oligotrophen und schwach mesotrophen Bereich mit TP-Konzentrationen bis 20 µg/L treten in den AVA-Seen geringere Chlorophyll a-Werte auf (s. Abb. 11). Abweichende Seen sind z.B. der Schliersee mit hohen Chl a-Werten pro TP-Einheit und der Obinger See. Letzterer ist mit seiner relativ geringen mittleren Tiefe von rund 7 m vermutlich weniger stabil geschichtet und deshalb vergleichsweise produktiver. Eine Zusammenlegung der beiden "Ökoregionsgruppen" für den Parameter Gesamtphosphor-Saisonmittel würde möglicherweise zu einer zu strengen Klassifizierung der Alpenseen führen.

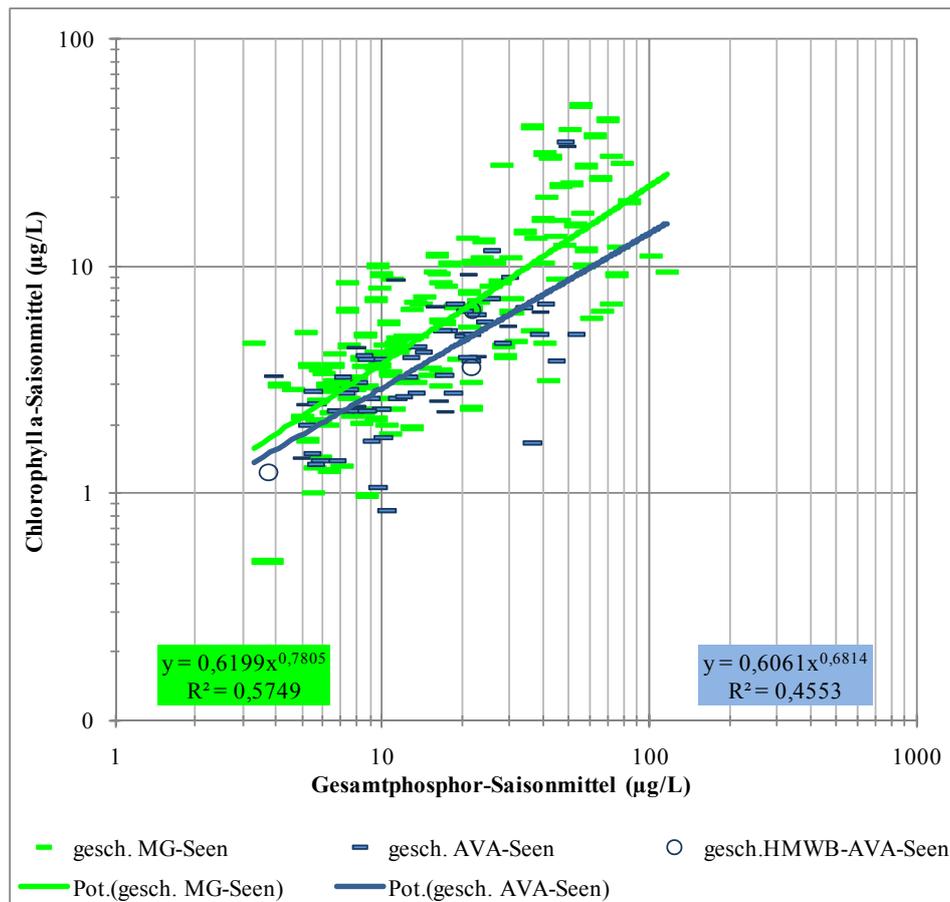


Abb. 11: Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor und Chlorophyll a-Saisonmittel in **geschichteten Mittelgebirgs- und Alpen-/Voralpenseen** sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Jahrgänge: N MG-SeeN = 161, N AVA-Seen inkl. AWB/HMWB = 74.

Nach einer weiteren Bereinigung des Datensatzes, bei der begründbar unplausible Wertepaare entfernt wurden (ältere Jahre Bodensee Zellersee MP 0-20 m, Jahrgänge von TBS und TS mit unplausibler TP-Analytik), verschwinden die Unterschiede zwischen den beiden Gruppen zunehmend. Bei der Ableitung der Chl a-TP-Beziehung und der Berechnung der TP-Trophieklassengrenzen ergaben sich nur noch marginale Unterschiede zwischen den beiden Datensätzen.

Stellt man die Gruppen nun nicht nach Ökoregion AVA und MG sondern nach Gewässerart zusammen, ergibt sich ein deutlicher und nachvollziehbarer Unterschied zwischen Talsperren und "Nicht-Talsperren", der bereits bei der Erstellung der LAWA-TS-Richtlinie zu Tage getreten war.

Die Talsperren bilden im Mittel höhere Biomassen aus als hinsichtlich TP-Gehalt vergleichbare natS, BS und TBS (s. Abb. 12).

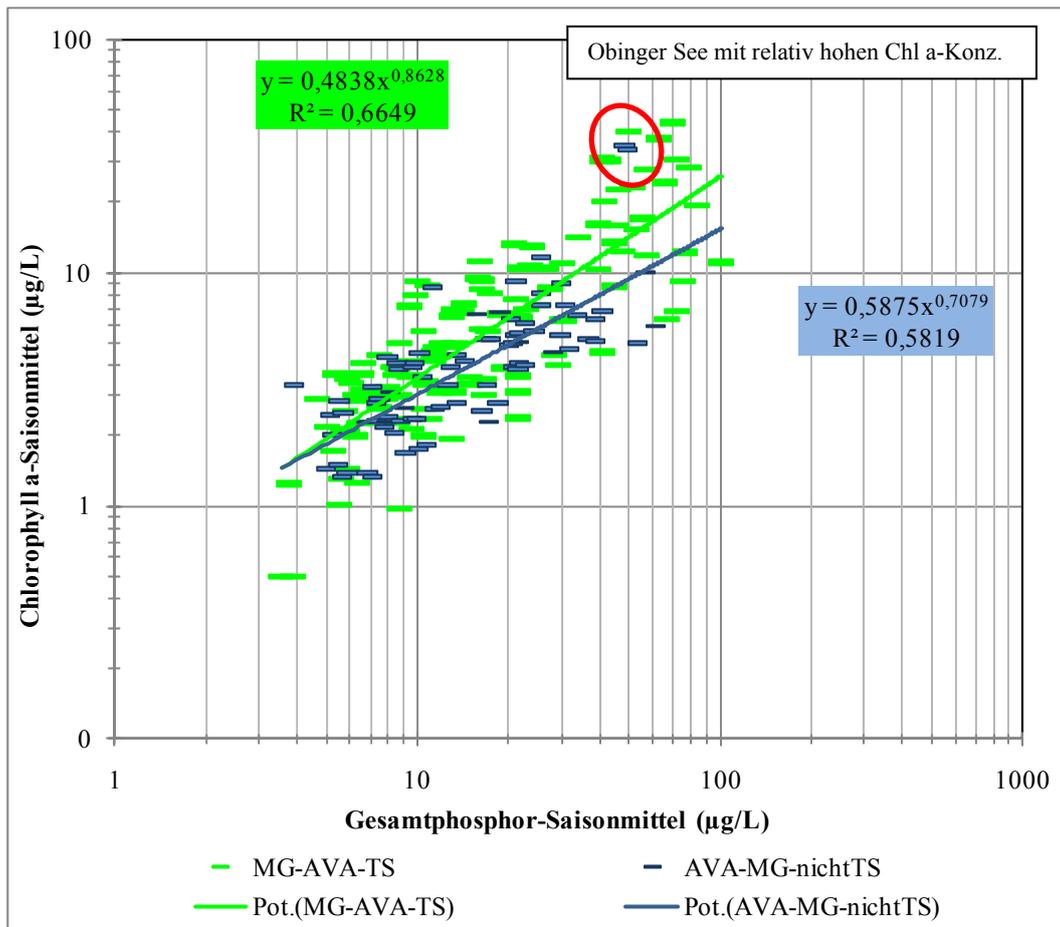


Abb. 12: Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor und Chlorophyll a-Saisonmittel in **geschichteten Mittelgebirgs- und Alpen-/Voralpenseen** (natS, TBS, BS) und in MG-AVA-Talsperren sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Jahrgänge: Anzahl TS = 136, Anzahl nicht-TS = 82.

Fazit:

Auf Basis der vorliegenden Daten ist weiterhin eine separate Behandlung der Talsperren von der Gruppe der natürlichen Seen, Baggerseen und Tagebauseen in den Ökoregionen MG und AVA sinnvoll.

Es ergeben sich die ökoregionsübergreifenden beiden Gruppen

- AVA-MG-nichtTS (natS, BS, TBS): Gruppe dominiert durch AVA-natS

und

- MG-AVA-TS (TS): Gruppe dominiert durch MG-TS.

Ein Ausschließen von Kleinseen kleiner als 5 oder 10 ha ist nicht notwendig, da diese zwar stark streuen, aber keine generelle Tendenz aufweisen (durchgeführte Tests wurden hier nicht dargestellt). Allerdings sind für beide Ökoregionen nur wenige Kleinseen-Datensätze gemeldet worden.

2.2.5 Repräsentanz von Kleinseen im Datensatz

Nach den LAWA-Richtlinien werden als Kleinseen Seen mit einer Fläche von unter 5 ha verstanden. Die bisherigen Klassifikationen ermittelten bei natürlichen Kleinseen (LAWA 1999) ein stärkeres Phytoplanktonwachstum als in größeren Seen. Bei kleinen Baggerseen liegt nach LAWA (2003) die Produktion zwischen derjenigen von polymiktischen und geschichteten Seen (s. Abb. 14). In den folgenden Kapiteln wird geprüft, ob eine mögliche Größengrenze auch bei 10 ha oder 20 ha liegen könnte. Von den 913 Jahrgängen von Seen kleiner als 20 ha im Kalibra-

tionsdatensatz (entspricht 39% aller Kalibrations-Jahrgänge, s. Abb. 2) sind 629 aus polymiktischen und 284 aus geschichteten Seen (s. Abb. 13).

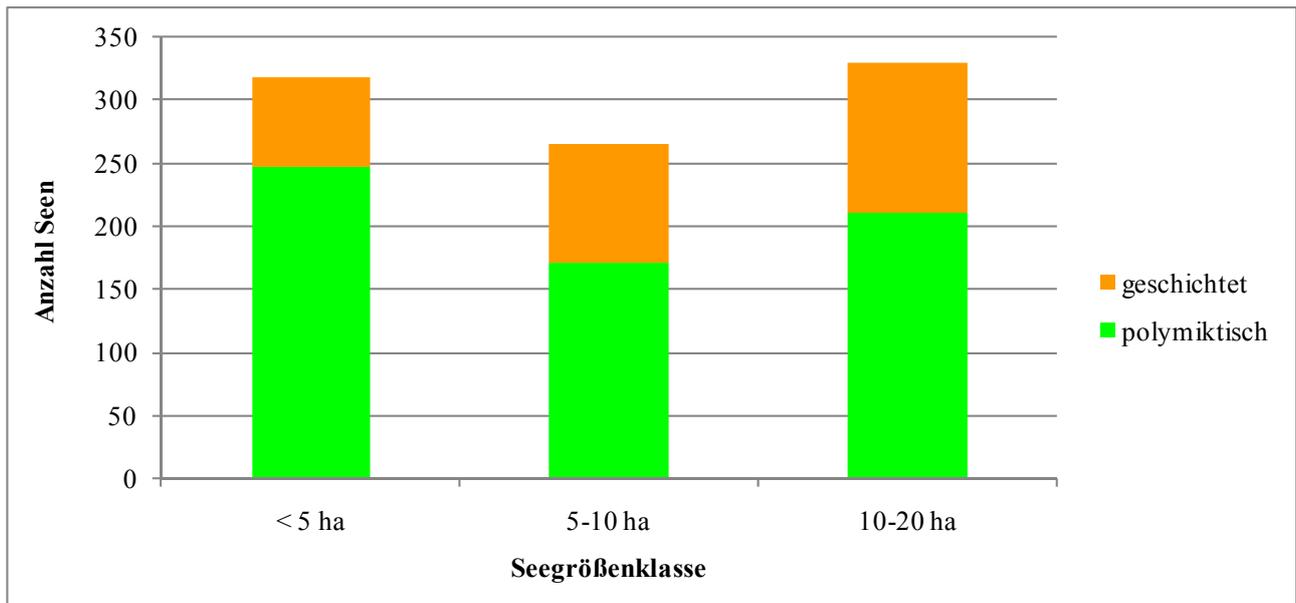


Abb. 13: Verteilung der Jahrgänge von Seen kleiner als 20 ha auf Größenklassen und Schichtungstypen.

Die meisten Daten von kleinen Seen stammen aus der Ökoregion Norddeutsches Tiefland. Für die Ökoregion AVA liegen nur zwei Jahrgänge des 17 ha großen Froschhauser Sees vor. Aus dem Mittelgebirge stammen 8 Jahrgänge von Seen kleiner als 5 ha, welche in Hessen liegen. 15 Jahrgänge sind von Seen zwischen 5 und 10 ha und 22 Jahrgänge von Seen zwischen 10 und 20 ha. Im MG liegen demnach nur 46 Jahrgänge aus Seen kleiner als 20 ha vor, die zu rund 50% polymiktisch sind.

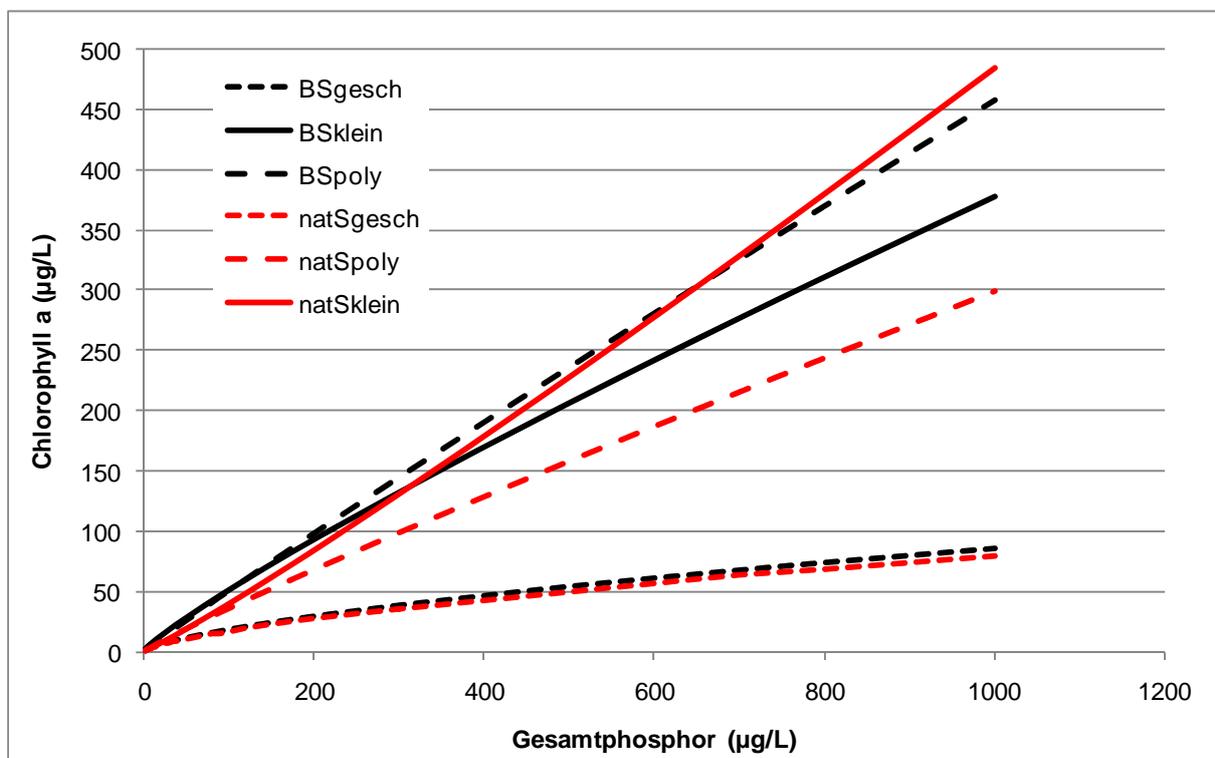


Abb. 14: Beziehung zwischen Chl a und TP gemäß der LAWA-Richtlinien zur Bewertung von **natürlichen Seen** (LAWA 1999) und **Baggerseen** (LAWA 2003). natS = natürliche Seen, BS = Baggerseen, gesch = geschichtet, poly = polymiktisch, klein = Kleinseen < 5 ha.

2.2.6 Analysen zu polymiktischen Seen u.a. des Flachseetyps 11.2 und Seegröße

Am Beispiel des sehr großen Datensatzes von polymiktischen Seen im Tiefland mit mittleren Tiefen kleiner als 3 m – Seetyp 11.2 - (vgl. auch Abb. 1) soll analysiert werden, ob und ab welcher Grenzgröße kleine Seen anders als große Seen klassifiziert werden müssen. Die Seengruppe entspricht dem Phytoplanktonsubtyp 11.2.

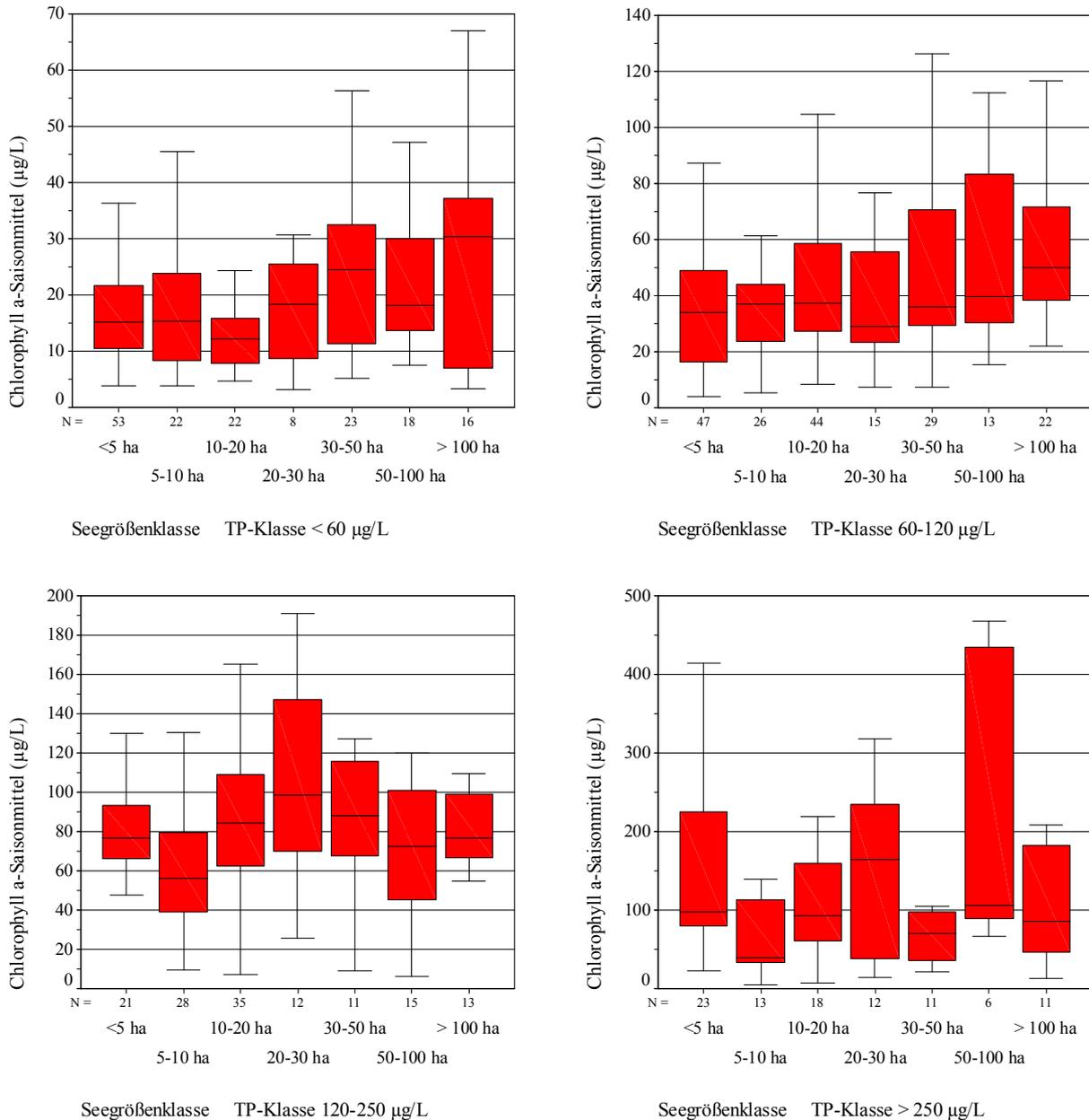
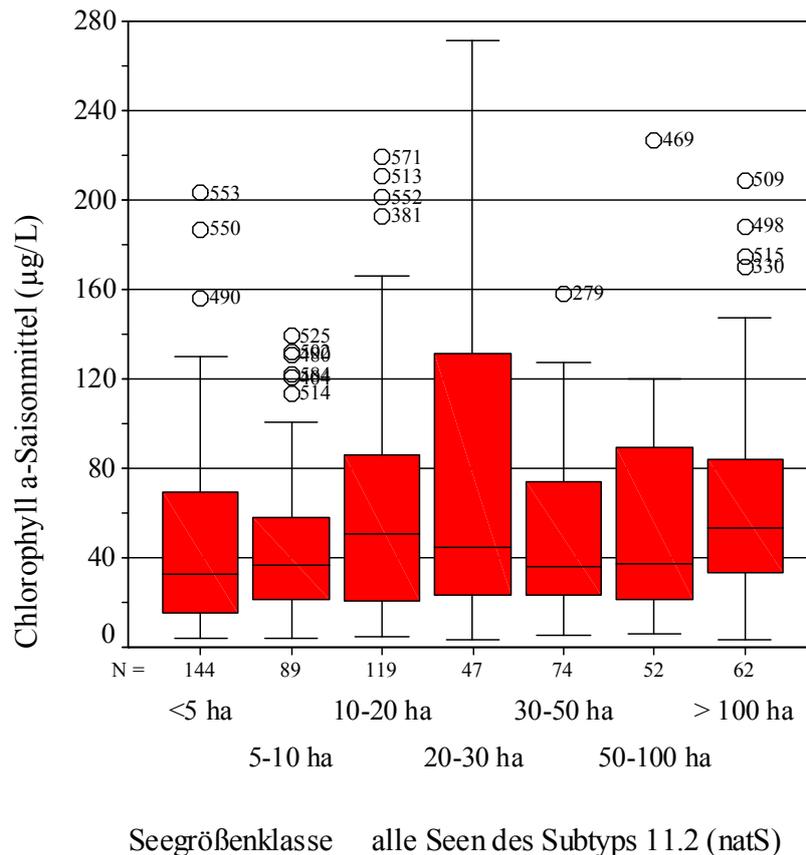


Abb. 15: Boxplots zur Biomasse/Chlorophyll-Bildung in verschiedenen großen Seen (Größenklassen) und in verschiedenen trophischen Situationen. Datengrundlage **Subtyp 11.2, natürliche Seen** mit mittlerer Tiefe < 3 m.

Aus den Boxplots (Abb. 15 und Abb. 17) lassen sich keine gleichsinnigen Schlüsse und von den anderen Gruppen abweichende Eigenschaften der Biomassebildung in Seen kleiner als 5, 10 oder 20 ha erkennen. Statistische Tests (t-Test für unabhängige Stichproben) zeigen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in der Biomasseausprägung zwischen den Seegrößengruppen.

Tabelle 3: Mittelwerte der Chlorophyll a- Saisonmittelwerte ($\mu\text{g/L}$) in den Seegrößenklassen. **Seotyp 11.2**, nur natS.

Seegrößenklasse	Median	arithmet. Mittelwert	Stichprobengröße N	Standardabweichung
<5 ha	32	58	144	98
5-10 ha	37	44	89	32
10-20 ha	51	61	119	50
20-30 ha	45	82	47	79
30-50 ha	36	55	74	54
50-100 ha	37	68	52	88
> 100 ha	54	70	62	63
gesamt	39	60	587	71

**Abb. 16:** Boxplot zur Biomasse- bzw. Chlorophyll-Bildung in unterschiedlich großen Seen. Gesamtdatensatz **Subtyp 11.2**, natürliche größtenteils polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe < 3 m.

Der Boxplot zur Chlorophyll a-Konzentration in den Seegrößenklassen ohne Differenzierung von Trophieklassen (Abb. 16) sowie die diesbezüglichen Mittelwerte (s. Tabelle 2) geben ebenfalls keine Hinweise auf grundlegende Unterschiede zwischen größeren und kleineren polymiktischen Seen.

Fazit zur Differenzierung von Seegrößenklassen bei polymiktischen Tieflandseen:

In der Gruppe der flachen polymiktischen Seen ist nach der Datenanalyse keine Unterscheidung der kleinen Seen begründbar und notwendig. Auch in den weniger flachen polymiktischen Seen – Seotyp 11.1 und 14 – gab es keine Hinweise auf ein systematisch anderes Verhalten der kleineren Seen. Der in der LAWA-Richtlinie verwendete Klassifikationsansatz für natürliche Kleinseen (< 5 ha) geht davon aus, dass in diesen deutlich mehr Biomasse gebildet wird als in größeren polymiktischen Seen. Dieser Ansatz kann mit der vorliegenden Auswertung nicht gestützt werden (s. Abb. 16).

2.2.7 Analysen zu geschichteten Tieflandseen des Typs 10 und Seegröße

Im Kalibrationsdatensatz der Seen kleiner als 20 ha sind rund ein Drittel der Jahrgänge aus geschichteten Seen (s. Abb. 13). Rund 8% davon sind MG-Seen, welche jedoch alle größer als 5 ha sind und aufgrund ihrer Ähnlichkeit mit größeren MG-Seen mit diesen zusammengruppiert wurden (s. Kap. 2.2.3). Für die 259 Jahrgänge der kleinen geschichteten Tieflandseen soll im Vergleich mit den größeren Seen des Typs 10 die Produktivität bzw. das Verhältnis zwischen Chlorophyll a und Gesamtphosphor getestet werden.

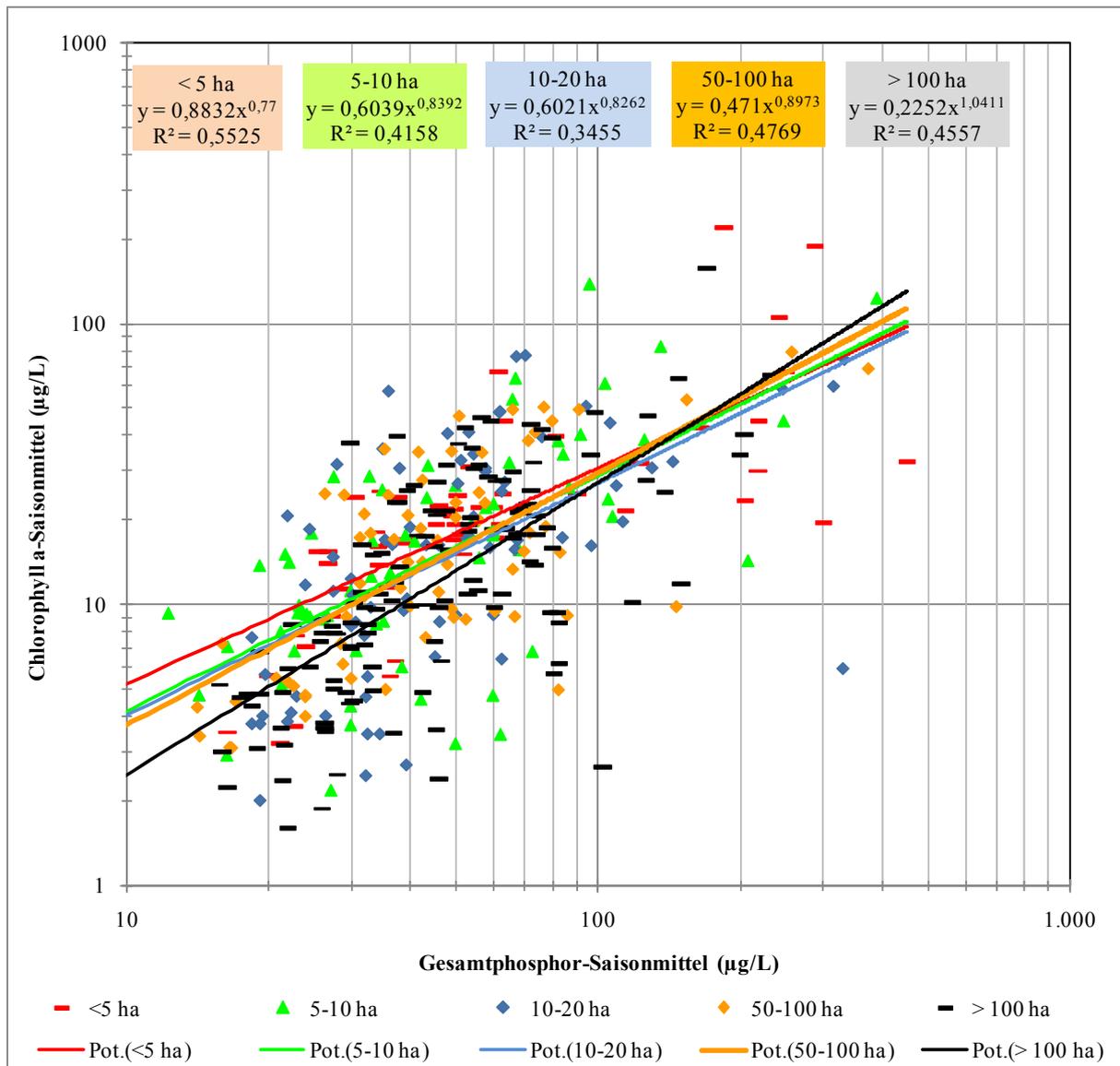


Abb. 17: Beziehung zwischen Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Saisonmittel in Seegrößenklassen (ha) in **geschichteten Tieflandseen** sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datenauszug: Alle kleinen geschichteten Tieflandseen (TLgesch s. Abb. 1) und alle Seen des Typs 10 kleiner als 20 ha und größer als 50 ha, N = 487.

In der Abb. 17 wird deutlich, dass sich mit zunehmender Seegröße die Steigungen der Anpassungskurven sukzessive verändern. Recht ähnliche Kurvenanpassungen besitzen die Gruppe 5-10 ha und 10-20 ha. Die sehr kleinen und die ganz großen Seen setzen sich besonders deutlich von den anderen Gruppen sowie voneinander ab.

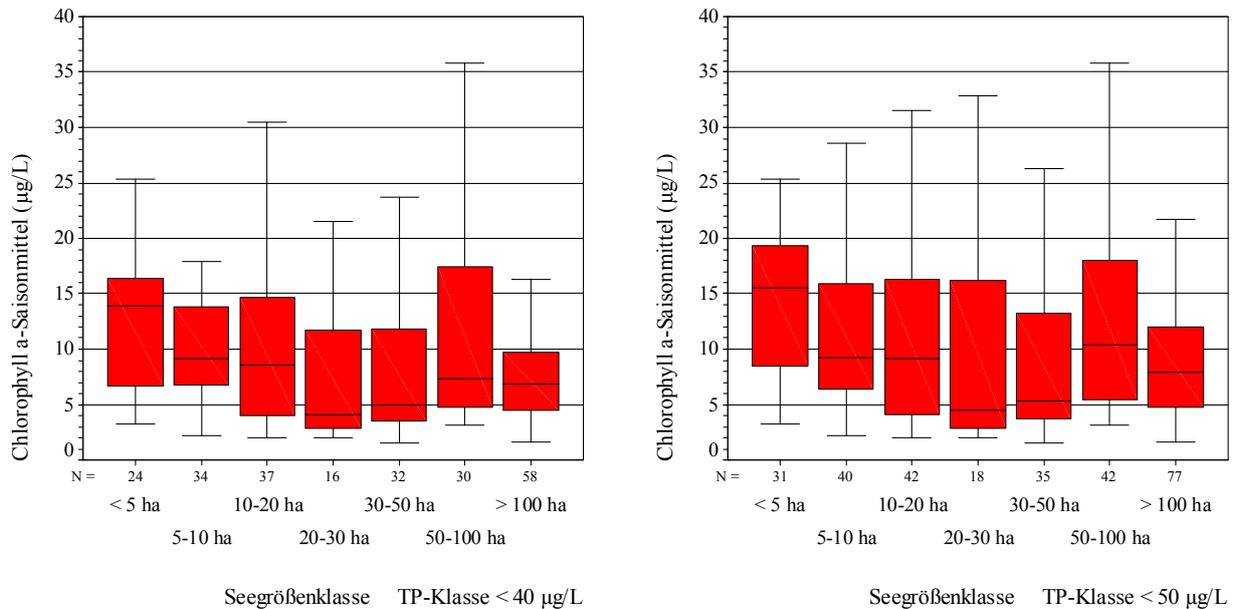


Abb. 18: Boxplots der Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in den Seegrößenklassen in **geschichteten Tieflandseen** und in den zwei offenen TP-Klassen bis 40 und 50 µg/L. Datenbasis: Alle kleinen geschichteten Tieflandseen und alle Seen des Typs 10, N = 487.

Die Boxplot-Darstellungen (Abb. 18), welche insbesondere auf das trophische Geschehen bei geringeren TP-Konzentration fokussieren – bis 40 bzw. 50 µg/L – zeigen für die Seen < 5 ha eine deutliche höhere Biomasseentwicklung. Der Medianwert des Chl a ist um mindestens 5 µg/L höher als in den übrigen Seegrößenklassen (s. Tabelle 3).

Tabelle 4: Mittelwerte der Chlorophyll a-Saisonmittelwerte (µg/L) in den Seegrößenklassen in der Gesamtphosphorklasse kleiner als 40 µg/L. Datenauszug geschichtete Seen kleiner als 50 ha und Seetyp 10 mit TP-Werten < 40 µg/L.

Seegrößenklasse	Median	arithm. Mittelwert	Stichprobengröße N	Standardabweichung
<5 ha	14,0	12,8	24	6,6
5-10 ha	9,2	10,9	34	6,7
10-20 ha	8,6	11,9	37	11,4
20-30 ha	4,1	8,5	16	8,6
30-50 ha	5,0	8,4	32	7,3
50-100 ha	7,3	11,4	30	8,6
> 100 ha	6,9	8,7	58	7,7
gesamt	7,7	10,2	231	8,3

Fazit zur Behandlung von kleinen geschichteten Seen:

Auf Basis der erläuterten Analysen wird vorgeschlagen, dass für die geschichteten Tieflandseen kleiner als 5 oder 10 ha eine eigene Regression zwischen Chl a und TP zur Trophieklassifizierung abgeleitet wird. Diese stimmt dann einerseits mit der höheren Biomasseantwort der Kleinseen bei relativ geringen TP-Werten besser überein. Andererseits wird durch die Trennung der Stichproben auch die Klassifizierung der größeren Seen besser angepasst und die Klassifizierung fällt dementsprechend nicht so streng aus wie bei den Kleinseen.

Weitere, hier nicht dargestellte Analysen zeigten, dass die für den Typ 10 gefundenen Ergebnisse auch für den Seetyp 13 stimmig sind.

2.2.8 Sollten polymiktische Tieflandlandseen separat nach Gewässerart klassifiziert werden und wie verhalten sich Flusseen?

Unter den sehr flachen polymiktischen Seen und Teichen des Typs 11.2 sind einige sehr hypertrophe Gewässer mit TP-Werten von 500 bis über 5.000 µg/L enthalten. Die meisten dieser Seen sind kleine Seen, oft kleiner als 10 ha. In diesen Seen wurden 4 bis 970 µg/L Chl a gemessen. Die Wertespanne der realisierten Phytoplanktonbiomasse ist in dieser Seengruppe riesig und eine Phosphor-Limitierung und eine entsprechend enge Bindung zwischen TP und Chl a ist in diesem Belastungszustand nicht mehr zu erwarten (s. Abb. 19). Da die bisherigen LAWA-Klassifizierungen bei einem Wert von 500 µg/L TP endeten, wird hier daran angelehnt vorgeschlagen (s. Abb. 20), die Wertepaare oberhalb von 500 µg/L TP nicht mehr in die Regression und die Entwicklung des Klassifikationsansatzes mit einzubinden.

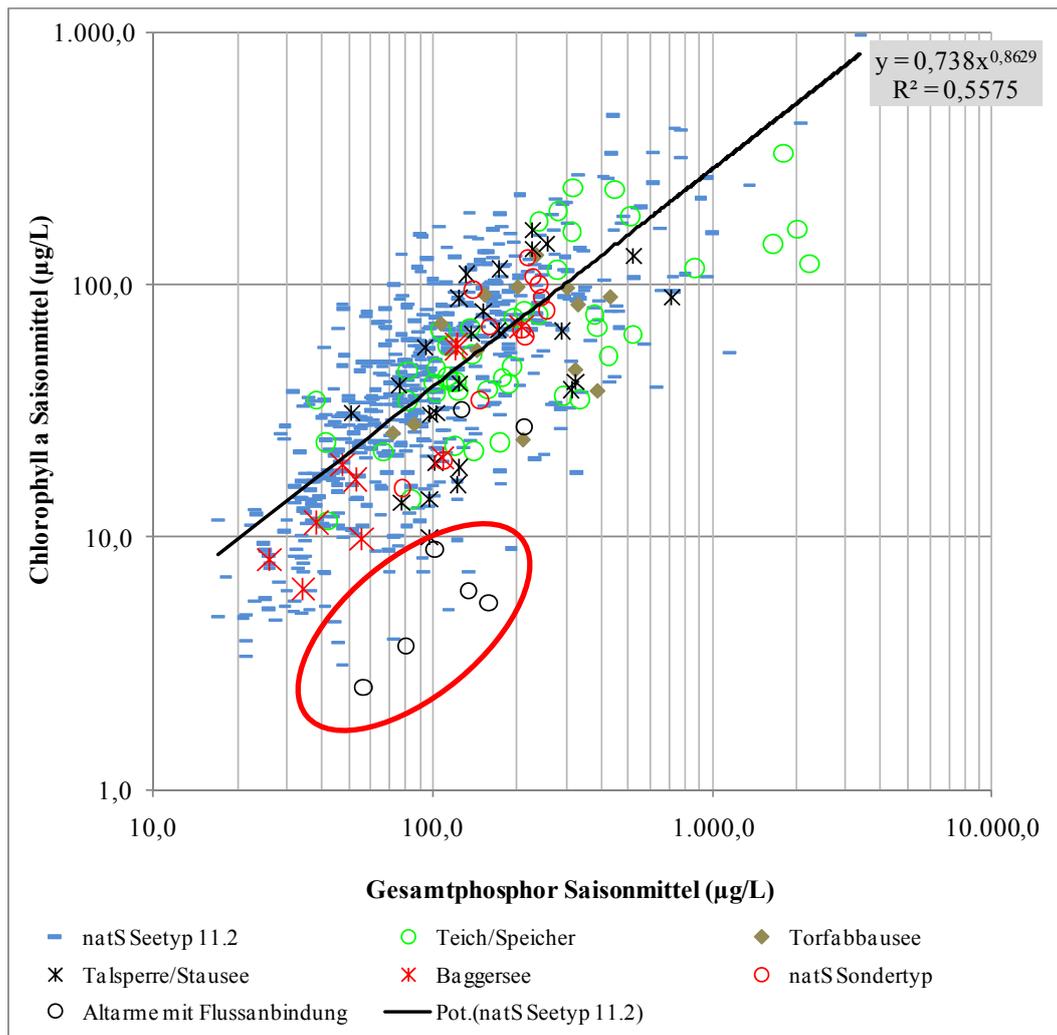


Abb. 19: Zusammenhang zwischen Gesamtposphor und Chlorophyll a-Konzentration für **polymiktische Flachseen im norddeutschen Tiefland** des Seetyps 11.2 sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datensatz: alle natS, Kleinseen, AWB, HMWB und Sondertypen natürlicher Seen des Seetyps 11.2. **Alle TP-Konzentrationen.**

Die Prüfung der Biomasseausprägung in **flachen Tieflandseen** (Seetyp 11.2) ergab folgende Ergebnisse (s. Abb. 19 und Abb. 20):

- Die künstlichen Gewässerarten Teich, Speicher, Baggersee, Torfabbausee und Talsperre/Stausee liegen mit wenigen Ausnahmen innerhalb des Streubereiches der großen Gruppe der natürlichen Flachseen.

- Einige Talsperren oder Stauseen besitzen vergleichsweise geringe Chl a-Konzentrationen. Dies sind z.B. die TS Dachwig, der Speicher Kemnitzerhagen und das Waldschwimmbad Lich. Die TS Dachwig besitzt eine mittlere Verweilzeit von 50 Tagen. Über die beiden anderen Seen liegen keine hydrologischen Daten vor. Die beiden genannten Talsperren könnten je nach hydrologischem Geschehen in manchen Phasen der Vegetationsperiode zu schnell durchflossen sein und die Mittelwerte der Biomassekenngrößen bleiben dann klein. Die TS Dachwig weist z.B. sehr starke Unterschiede zwischen den Jahren auf, was für eine Witterungsabhängigkeit spricht. Talsperren mit auch nur zeitweilig zu kurzen Wasserverweilzeiten sollten aus dem Kalibrationsdatensatz ebenfalls ausgeschlossen werden.
- Einige paar wenige Torfabbauseen wiesen geringere Chl a-Konzentrationen auf. Dies waren z.B. der Glabbacher Bruch (NW) und der Torfstich bei Loitz (MV). Beide Torfstiche besitzen eine Anbindung an einen Fluss: Der erstgenannte an die Netze und der Torfstich bei Loitz an die Peene. Die Jahrgänge beider Gewässer wurden aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt.

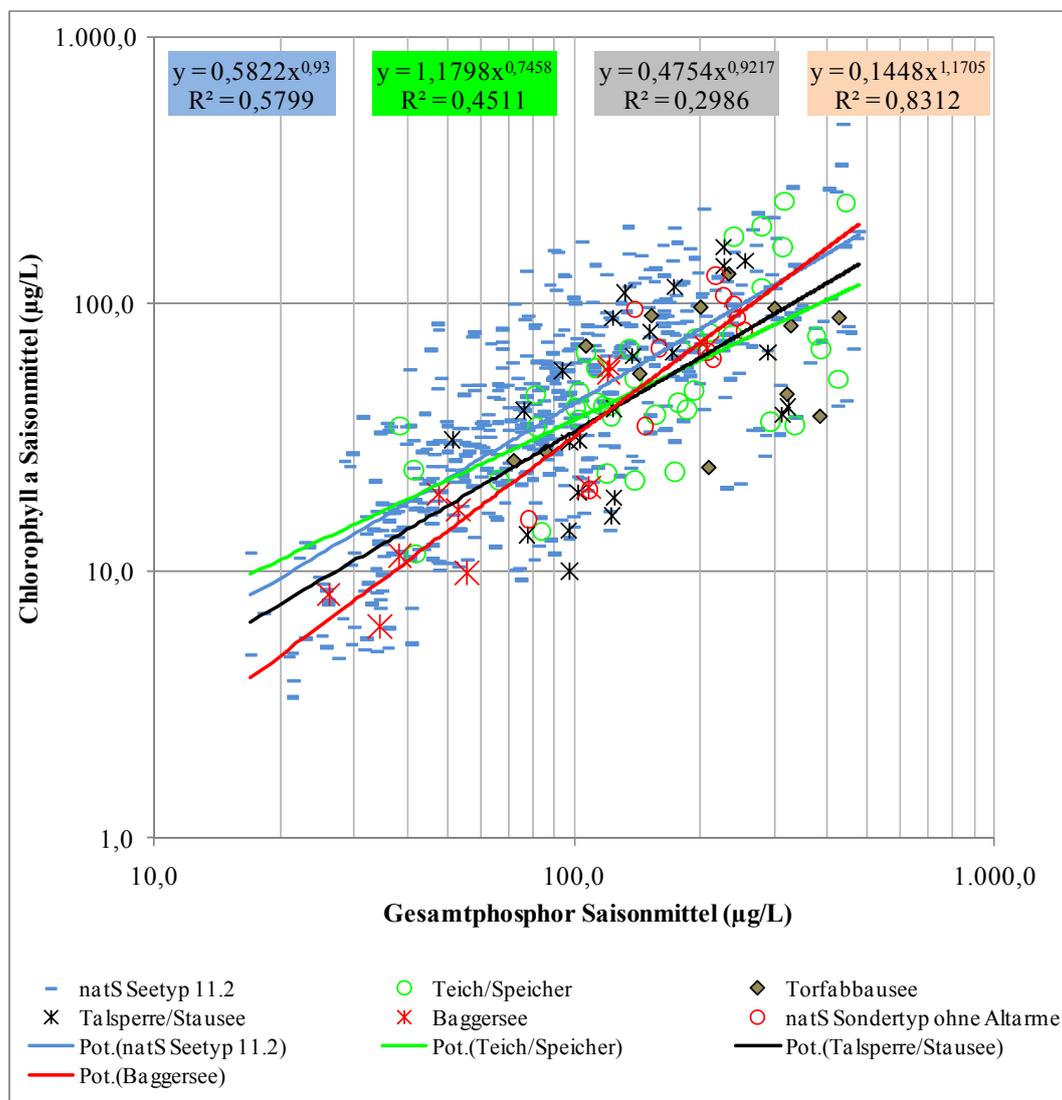


Abb. 20: Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor und Chlorophyll a-Konzentration für **polymiktische Flachseen im norddeutschen Tiefland** des Seetyps 11.2 sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datensatz: alle natS, Kleinseen, AWB, HMWB und Sondertypen natürlicher Seen des Seetyps 11.2. **Nur Seen mit TP-Konzentrationen kleiner 500 µg/L.**

- Die an größere Fließgewässer angebundene Altarme Stockstadt-Erfelder Altrhein (HE), Alte Elbe Sandkrug (ST), Lingenfelder Altrhein (RP) und Ginsheimer Altrhein (HE) weisen deutlich geringere Phytoplanktonbiomassen auf (s. Abb. 19) und wurden dem Kalibrationsdatensatz entnommen. Eine Ausnahme in dieser Gruppe stellt der Lampertheimer Altrheinsee (HE) dar, der eine für Seen typische Biomasseentwicklung aufweist. Die Anbindung an den Rhein besteht bei diesem Altarm laut Meldung des Bundeslands nur bei Hochwasser.
- Einige natürliche Seen besitzen unerwartet niedrige Chl a-Werte. Dies sind z.B. der nur 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 Stüdesee (MV). Es ist zu vermuten, dass hier eine Hemmung des Phytoplanktons vorliegt z.B. durch eine Dominanz von Makrophyten oder eine Limitierung durch Stickstoff oder Licht. Letzteres könnte insbesondere bei den sehr kleinen Seen der Fall sein. Oder es könnten Fehler sowohl in der Phosphor- als auch in der Chl a-Analytik vorliegen. Die Ursachen sind auf Basis des derzeit vorliegenden Informationsstands nicht zu klären. Die stark abweichenden Seendatensätze wurden aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt.
- Die Teiche besitzen meist relativ hohe TP-Konzentrationen und weisen dort eine hohe Streuung in der Biomasseentwicklung auf.

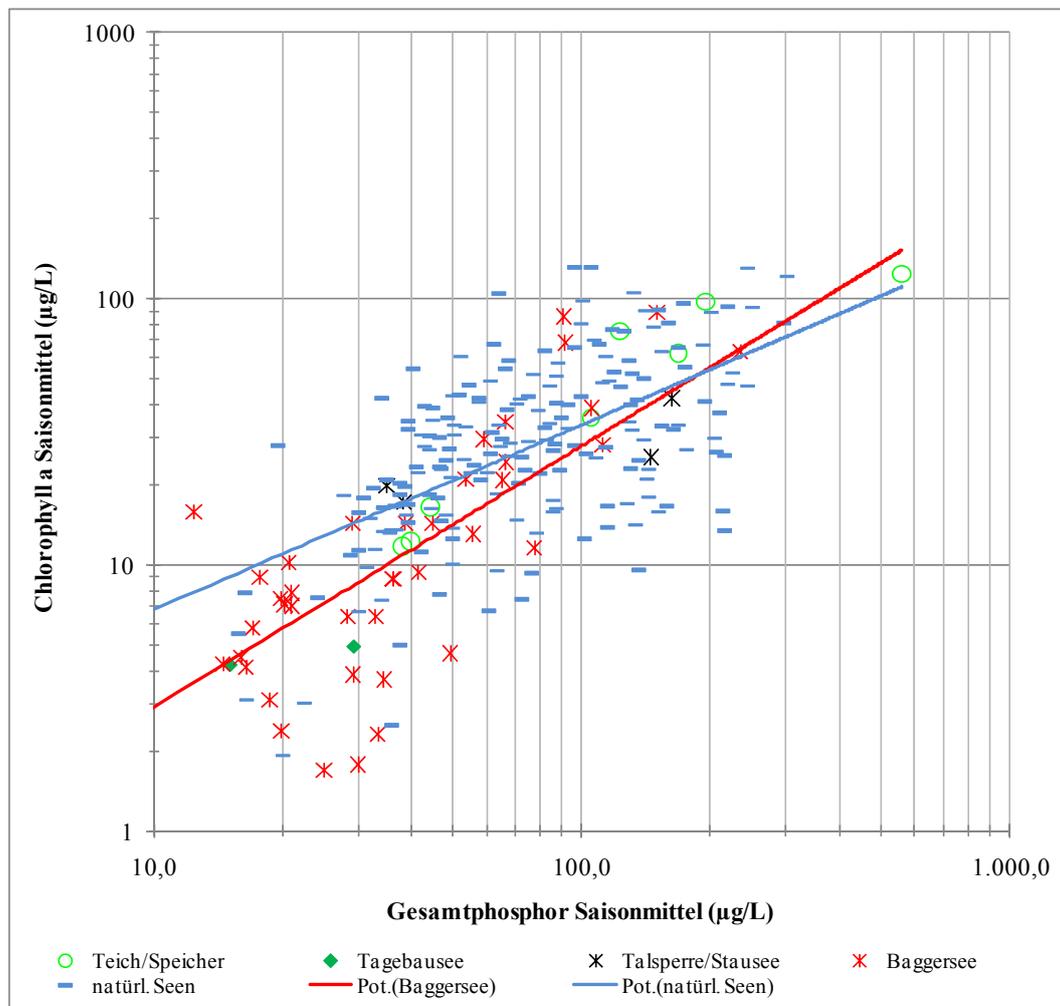


Abb. 21: Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration in **polymiktischen, weniger flachen TL-Seen** sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datensatz: natS, Kleinseen, AWB und HMWB des Seetyps 11.1, 14 und **poly TL-Seen größer 3 m** mittlere Tiefe.

Prüfungen in der Gruppe der weniger flachen polymiktischen Tieflandseen (Seetyp 11.1, 14):

- Im Datensatz der natürlichen Seen 11.1 und 14 war insbesondere die Außenmüritz an allen Probestellen mit relativ geringen Chl a-Konzentrationen auffällig.
- In der Abb. 21 wird deutlich, dass die Talsperren und Teiche gut im Streubereich der natürlichen Seen liegen. Einige der mehr mesotrophen bis schwach eutrophen Baggerseen und Tagebauseen besitzen geringere Chl a-Werte bei gleichem TP-Gehalt als viele der natürlichen polymiktischen Seen.
- In der Gruppe der weniger flachen, polymiktischen Seen des Tieflandes waren einige Baggerseen mit noch aktivem Kiesabbau enthalten. Hier fielen v.a. die Seen Raunheimer Waldsee (HE), Kieselsee Prettin (ST), Kieselsee Barby (ST) und Barleber See 2 (ST) mit sehr geringen Chl a-Konzentrationen auf. Diese noch durch Kiesabbau beeinflussten Seen wurden aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt. Andere Seen wie z.B. der Rattmannsdorfer Teich (ST, nahe Saale) und der Neustädter See (ST) bei Magdeburg wiesen auch vergleichsweise geringe Biomassekenngrößen (Chl a und BV) auf; für diese konnte jedoch keine Flusserbindung oder anhaltende Kiesgewinnung ermittelt werden.

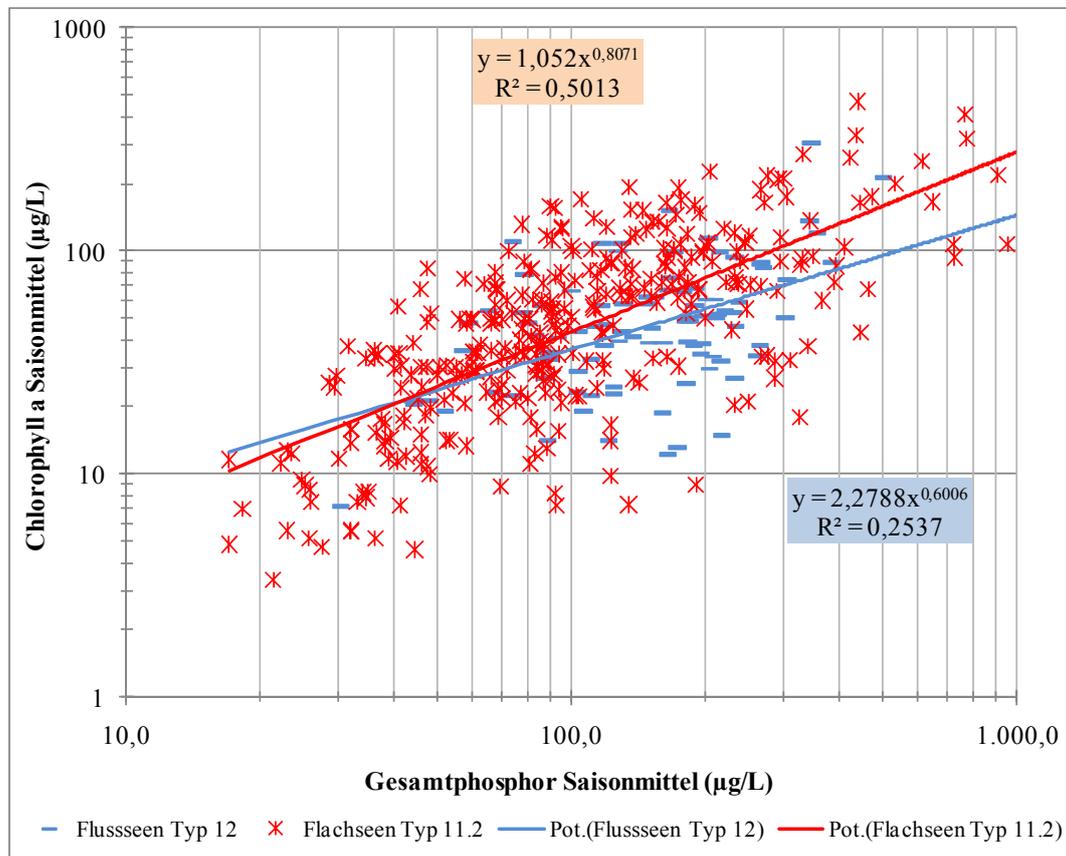


Abb. 22: Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor und Chlorophyll a-Konzentration in **polymiktische TL-Flachseen** des Seetyps 11.2 und in Flusseen Seetyp 12 sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datensatz: alle natS Seetyp 11.2 und alle Gewässerarten des Seetyps 12. N = 438.

Prüfung Flusseen:

Die Gruppe der Flusseen besitzt ihren Schwerpunkt im höher trophischen Bereich bei TP-Konzentrationen von 100-300 µg/L (s. Abb. 22). In diesem werden sowohl hohe Biomassen vergleichbar denen in Flachseen als auch geringe Phytoplanktonbiomassen - vermutlich u.a. durch die Verweilzeit limitiert - gebildet. Eine Gemeinsamkeit dieser Seen, welche eine Gruppenintegrität begründen würde, kann ohne eine zusätzliche Untergruppierung nicht gefunden werden. Aufgrund der großen Streuung im trophischen Verhalten und der in Folge schlechten Korrelation zwischen TP und Chl a wird beschlossen, die Flusseen aus dem Kalibrationsdatensatz vorerst zu entfernen.

Fazit zu den polymiktischen Seen im Tiefland:

Sowohl in den flachen als auch in den weniger flachen Seen können die Talsperren und Teiche gemeinsam mit den natürlichen Seen klassifiziert werden. Einige Baggerseen besitzen im Mittel geringere Phosphorkonzentrationen und bilden gleichzeitig geringere Phytoplanktonbiomassen aus als ein Großteil der natürlichen Seen. Da dieses Merkmal der geringeren Biomassebildung in höheren Trophiebereichen nicht fortgesetzt beobachtet werden kann und somit die Abgrabungsseen keine einheitlich beschreibbare Gruppe darstellen, werden diese zusammen mit den übrigen Seen dieser Großgruppe klassifiziert.

Für die Seengruppe der polymiktischen natSeen, TS, Teiche/Speicher und Sondertypen ohne Altarme zeigt die Abb. 23, dass eine Unterscheidung zwischen Seen geringer und größerer mittlerer Tiefe sinnvoll ist. Dabei ist auf Basis der grafischen Auswertung nicht zu entscheiden, ob die Grenze bei 2 oder 3 m mittlerer Tiefe liegen sollte. Da sowohl im PhytoSee-Verfahren (MISCHKE *et al.* 2008) als auch in der Europäischen Interkalibration eine Seetyp-Grenze bei 3 m mittlerer Tiefe begründet wurde, ist diese für die Klassifikation ebenfalls zu empfehlen.

Es ergeben sich für die **polymiktischen Tieflandseen** folgende Gruppen:

- alle polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe **kleiner** als 3 m
- alle polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe **größer** als 3 m

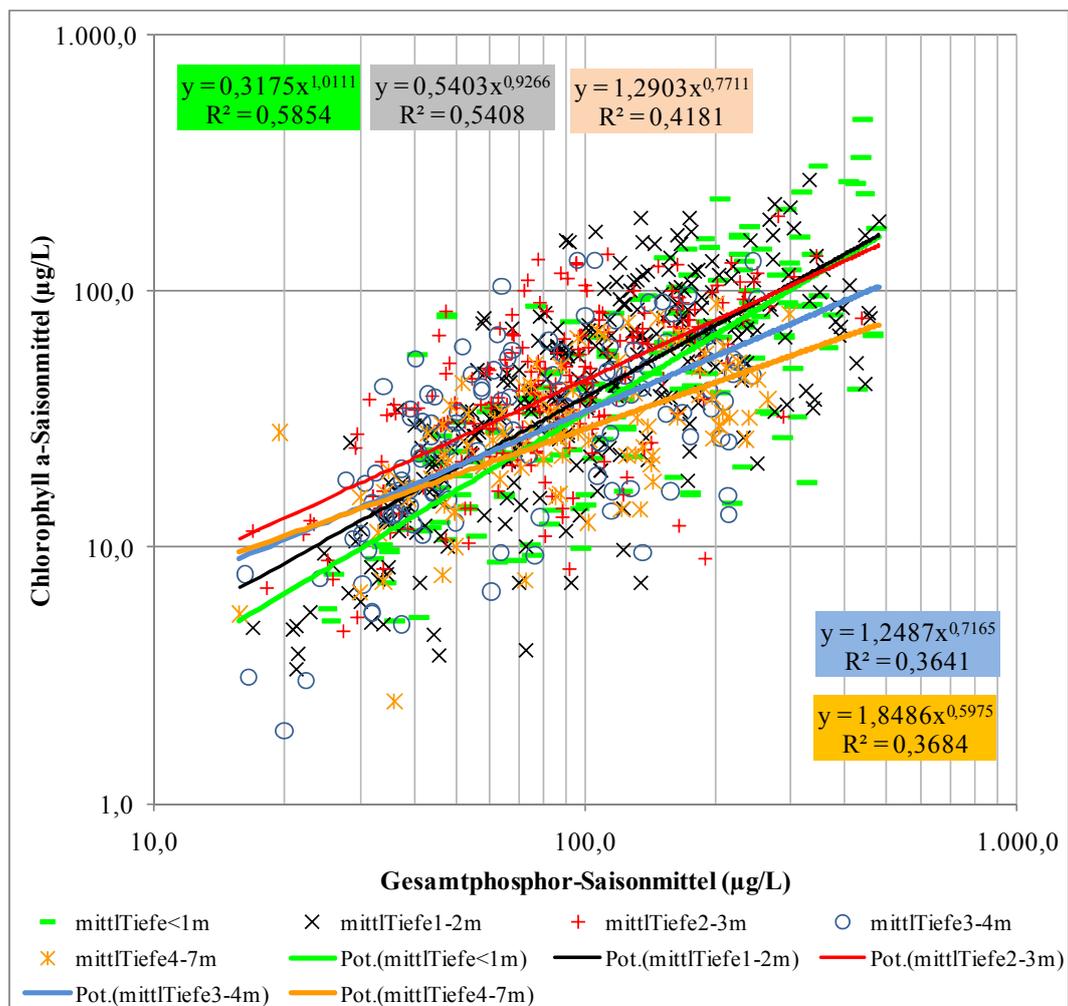


Abb. 23: Gesamtposphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen in **polymiktischen Tieflandseen ohne Abgrabungsseen** sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datensatz: Seetypen 11.2, 11.1, 14. N = 873.

2.2.9 Können polymiktische Mittelgebirgsseen mit den Voralpenseen oder sogar mit den Tieflandseen gemeinsam klassifiziert werden?

Nachdem in Kap. 2.2.3 für die Ökoregion Mittelgebirge gezeigt wurde, dass unter den polymiktischen Seen Ca-reiche mit den Ca-armen Seen zusammen klassifiziert werden können, wird im vorliegenden Kapitel das Verhalten der polymiktischen Seen der anderen Ökoregionen zu dieser MG-Seengruppe getestet. Die polymiktischen Seen der Ökoregion AVA liegen fast alle in der Voralpenregion, Ausnahmen sind lediglich der Grüntensee und Lechstau Dornau.

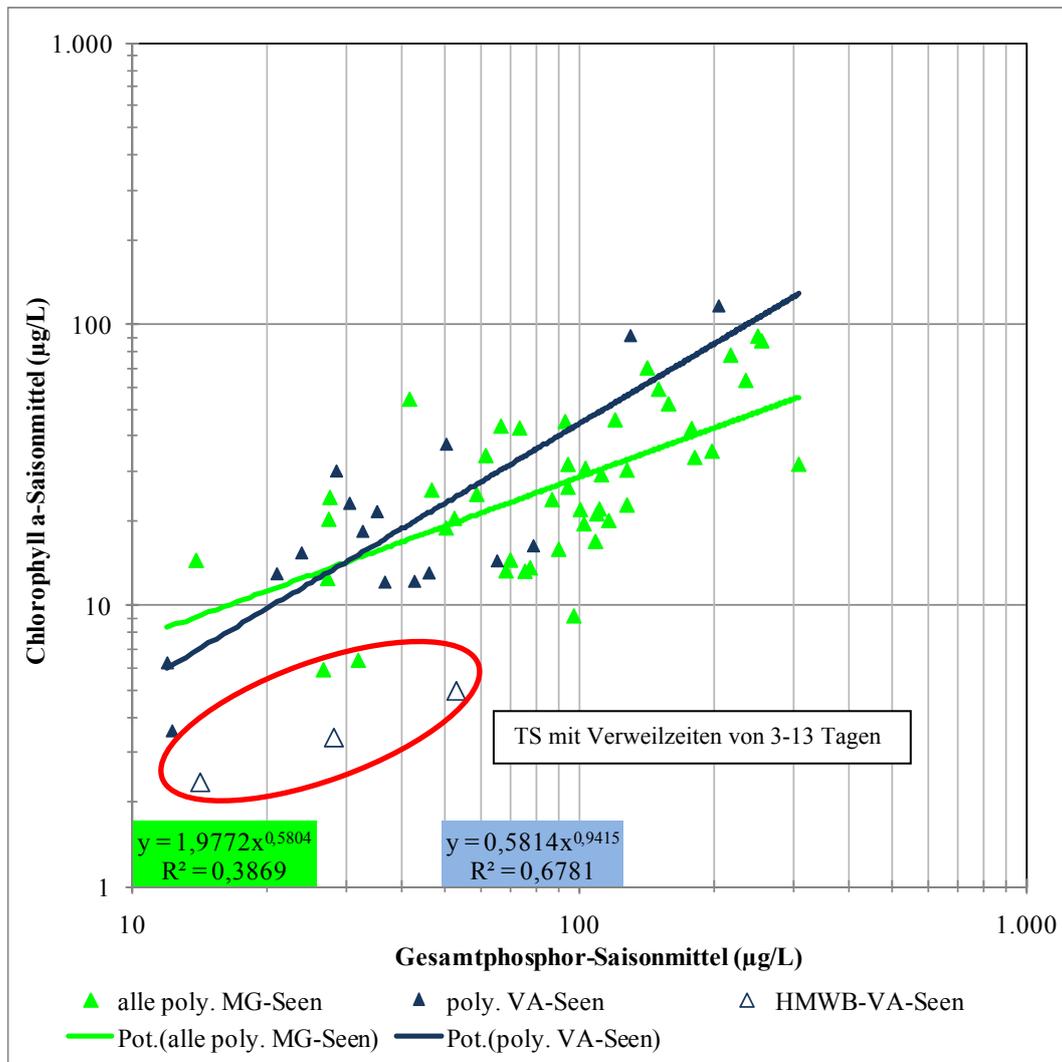


Abb. 24: Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor und Chlorophyll a-Saisonmittel in **polymiktischen Mittelgebirgs- und Voralpenseen** sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Jahrgänge: MG-Seen N = 46 (inkl. hessische Jahresgänge), AVA-Seen inkl. AWB/HMWB N = 19.

Obwohl die Kurvenanpassungen für die polymiktischen VA- und MG-Seen differieren ist es empfehlenswert, die Gruppen dennoch gemeinsam zu klassifizieren. Begründungen: 1. relativ kleine Stichproben beider Gruppen, 2. im MG-Datensatz sind mehrheitlich Seenjahre enthalten, deren chemische Analytik insbesondere die der TP-Werte unsicher ist, 3. keine systematischen und begründbaren Abweichungen der Seengruppen untereinander.

Die im AVA-Datensatz enthaltenen HMWB fügen sich schlecht in den Gesamtdatensatz ein, da nur geringe Chl – Werte erreicht werden. Es sind der Grüntensee (Talsperre, 2 Jahrgänge) und der Lechstau Dornau mit Verweilzeiten von 13 bzw. 3 Tagen. Eine ähnliche Abweichung wurde bei den MG-Talsperren Affolderner Talsperre und die TS Wendefurth gefunden, deren Verweilzeiten mit 3 bzw. 7 Tagen ebenfalls sehr gering sind

Zur Frage der Einbindung der Talsperren mit geringen Verweilzeiten wird folgender Vorschlag gemacht: Da die Phytoplanktonentwicklung in Talsperren mit Flusseecharakter oder in Flusstauen sehr vom hydrologischen Geschehen abhängig ist, weisen die Seen oft große Unterschiede von Jahr zu Jahr auf z.B. TS Wendefurth. Aufgrund der offensichtlichen Abweichung werden die Jahrgänge vorerst nicht zur Kalibration der Trophieklassifikation der polymiktischen Seengruppe MG-AVA verwendet. Eine eigene Anpassung ist aufgrund der kleinen Stichprobengröße und der jährlichen Schwankung nicht sinnvoll. Zur Klassifikation könnten dennoch die für die polymiktischen Seen entwickelten Formeln verwendet werden. Allerdings muss bei deren Anwendung berücksichtigt werden, dass in Jahren mit hohen Abflüssen insbesondere in der Vegetationsperiode die Phytoplanktonbiomasse weit unterhalb des Trophiepotenzials liegen kann.

Aufgrund von Unsicherheiten in der TP-Analytik mussten darüber hinaus insbesondere aus dem MG-Datensatz viele Jahrgänge entfernt werden, was zu einer deutlichen Verkleinerung der Stichprobe führte (von 46 auf 17 Jahrgänge).

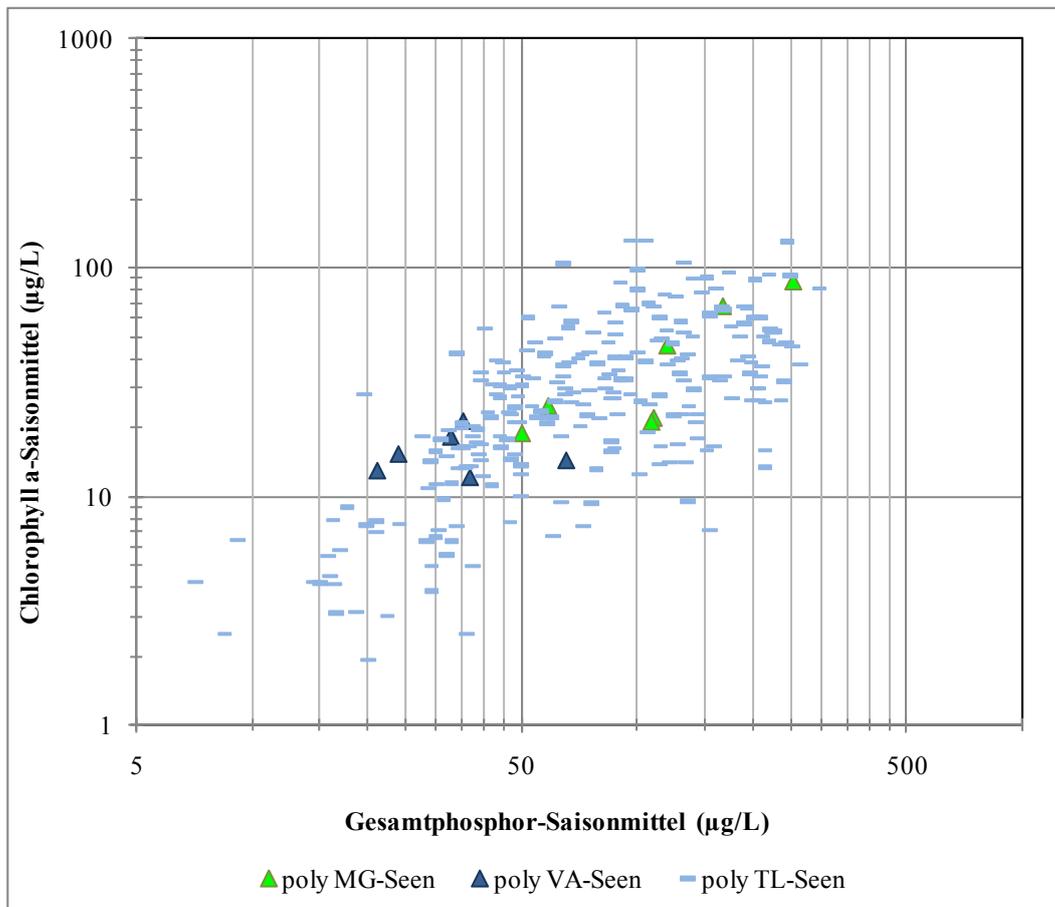


Abb. 25: Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in Abhängigkeit vom Gesamtphosphor-Saisonmittel in **polymiktischen Mittelgebirgs-, Voralpen- und Tieflandseen mit einer mittleren Tiefe > 3 m**. Jahrgänge: MG-Seen N = 7, VA-Seen N = 6, TL-Seen N = 255.

Bei der Ableitung von Regressionsbeziehungen und TP-Klassengrenzen für die Gruppe polymiktische MG-AVA-Seen und polymiktische TL-Seen wurde deutlich, dass die Unterschiede zwischen den Gruppen im eutrophen Bereich nicht sehr groß sind und die TP-Trophieklassengrenzen fast identisch sind. Darüber hinaus ist die Stichprobengröße des VA-MG-Datensatzes relativ klein. Aus diesen Gründen wurde eine Integration in die beiden Tiefland-Datensätze TLgesch größer und kleiner als 3 m mittlere Tiefe versucht (s. Abb. 25 und Abb. 26). Es zeigte sich, dass ein Zusammenlegen gut möglich und eine eigene Trophieklassifikation für die Ökoregion VA-MG nicht sinnvoll ist. Vielmehr wurde deutlich, dass z.B. die Voralpenseen wie z.B. der Federsee, Bayer-soiener, Fischkalter und Froschhauser See bei gleichem TP-Gehalt ebenso hohe PP-Biomassen

bilden wie die flachen Tieflandseen. Eine grundlegend andere Biomasseausprägung liegt offensichtlich in einem Großteil der Fälle nicht vor.

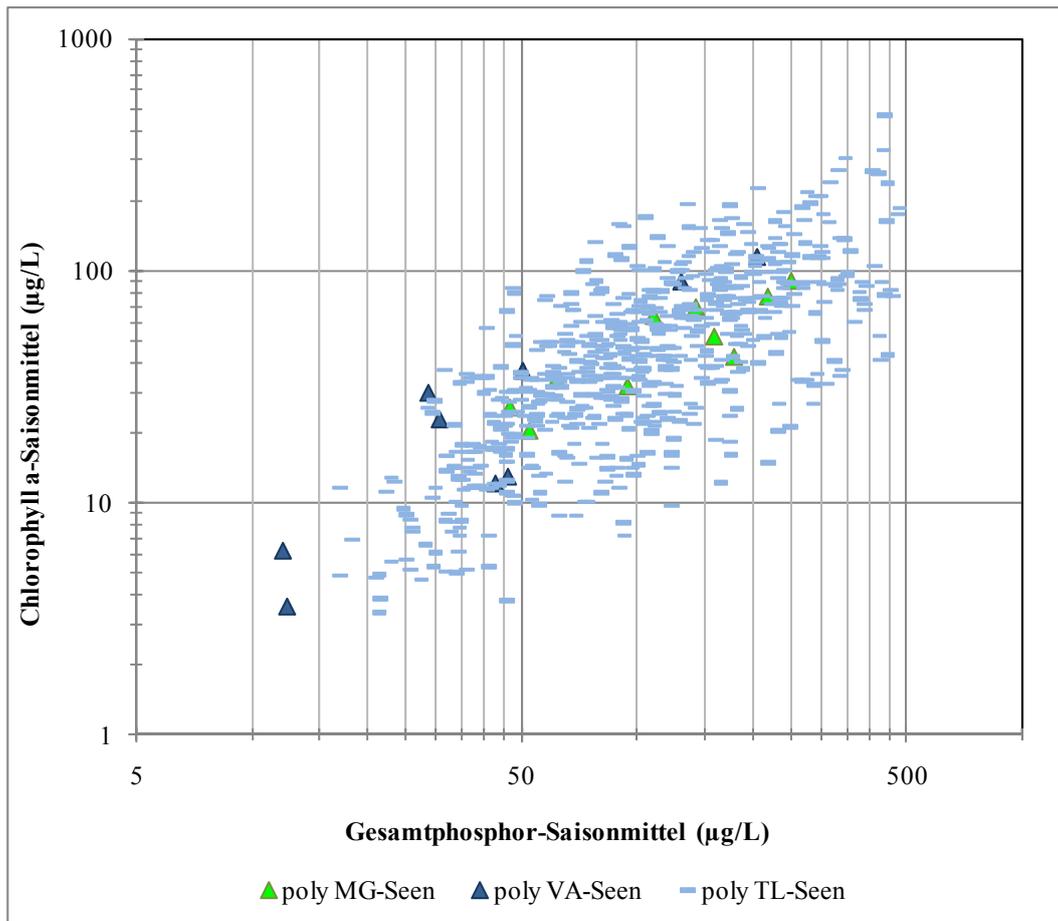


Abb. 26: Chlorophyll a-Saisonmittelwerte in Abhängigkeit vom Gesamtphosphor-Saisonmittel in **polymiktischen Mittelgebirgs-, Voralpen- und Tieflandseen mit einer mittleren Tiefe < 3 m**. Jahrgänge: MG-Seen N = 10, VA-Seen N = 6, TL-Seen N = 255.

Fazit:

Die gemeinsame Behandlung von polymiktischen Seen im Mittelgebirge, in den Alpen/Voralpen sowie im Tiefland ist auf Basis der derzeitigen Datenlage sinnvoll. Eine Unterscheidung von flachen und weniger flachen Seen ist dabei notwendig (s. auch Ergebnisse der Indexberechnung und Regressionsanalysen in Kap. 2.5.1). Einige Jahrgänge von Talsperren (HMWB) mit geringen Verweilzeiten werden aufgrund ihrer abweichenden Chl a-TP-Beziehung nicht für die Kalibration der Trophieklassifizierung verwendet. Kleinseen müssen nicht gesondert klassifiziert werden.

2.2.10 Sollten geschichtete TL-Seen differenziert nach Gewässerart klassifiziert werden?

Die geschichteten Baggerseen und natürlichen Tieflandseen stellen sich hinsichtlich ihrer Chl a-Konzentrationen (Abb. 27) sehr ähnlich dar. Die Tagebauseen insbesondere im meso- bis polytrophem Bereich fallen durch verhältnismäßig geringe Chl a-Werte auf. Beispiele sind der Hufeisensee (ST), der Bergwitzsee (ST), Runstädter See (ST), Senftenberger See (ST), Erlache (HE) und der Muldestausee (ST). Letzterer wies als Stausee der Mulde in den Jahren 2007 und 2008 relativ hohe TP-Konzentrationen von 100-120 µg/L auf. Die PP-Biomasse bleibt vermutlich aufgrund der geringen Verweilzeit von 14 Tagen (Seetyp 12 Flussee) mit rund 6-12 µg/L Chl a und 1,5-3,8 mm³/L Gesamtbiovolumen im Saisonmittel unerwartet klein. Er wurde aufgrund des Flusseecharakters und der diesbezüglichen Limitierung durch die Verweilzeit aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt.

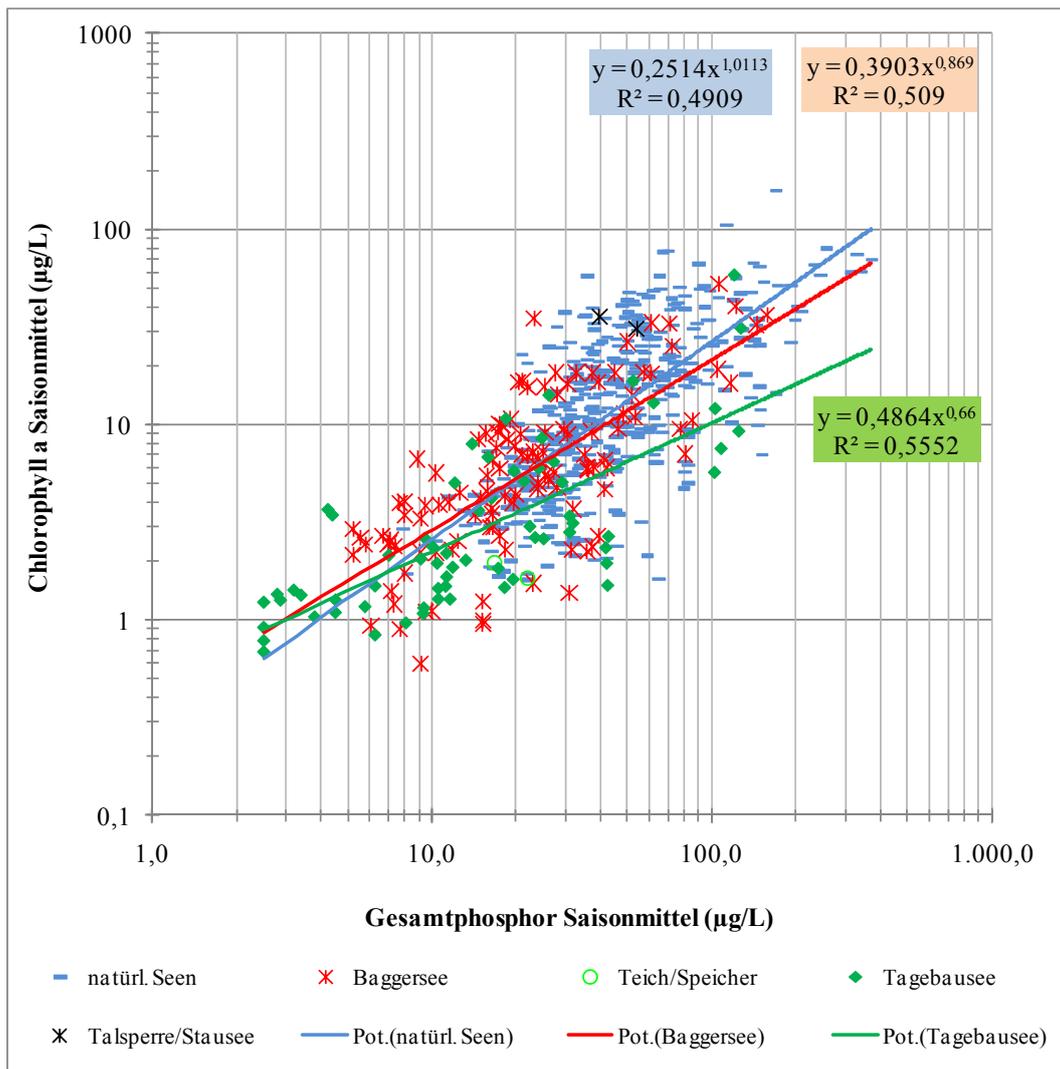


Abb. 27: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen in **geschichteten Tieflandseen** sowie potenzielle Kurvenanpassungen. Datensatz: **Seetypen 10 und 13, größer als 10 ha**, alle Gewässerarten, N = 667.

Fazit:

Trotz der genannten kleineren Abweichungen wurde beschlossen, die Tagebauseen mit den natS und BS gemeinsam zu klassifizieren. Die meist jungen Tagebau- und Baggerseen sind zwar im Mittel deutlich oligotropher als die natS, weisen aber kein grundlegend anderes Trophieverhalten auf (s. Abb. 27). Zur Beurteilung der Tagebauseen kommt erschwerend hinzu, dass die Phosphor-Analytik in den oft eisenreichen Wässern schwierig ist.

2.3 Seengruppen der Trophieklassifizierung mit Gesamtphosphor - Ergebnisse

Aus den Analysen der vergangenen Projekte ließen sich bereits Hinweise für die vorliegende Fragestellung ableiten, welche in der Tabelle 5 aufgeführt sind. Weitere Fragen hinsichtlich des Bedarfs von zusätzlichen Analysen zur Ähnlichkeit von Seegruppen und -typen sowie Kurzzusammenfassungen der Prüf-Ergebnisse im Kap. 2 sind ebenso beschrieben. Gemäß der Zielstellung des Projekts wird das Verhalten der für die Klassifizierung ebenfalls relevanten Trophieparameter Sichttiefe und Gesamtphosphor zur Frühjahrzirkulation im Folgeprojekt (O 4.10) bearbeitet. Einige Fragestellungen zu diesen Kenngrößen wurden jedoch schon vorgemerkt.

Tabelle 5: Ideen und bereits ermittelte Befunde zur Bildung von Seengruppen bei der Trophieklassifizierung.

Fragen und Ideen zur Bildung von Seegruppen	Ergebnisse der Analysen oder Strategie und Ausblick
<p>Müssen polymiktische und geschichtete Seen unterschiedlich klassifiziert werden? Oder reicht eine Unterscheidung nach der mittleren Tiefe der Seen aus, wie das europaweit mit den Interkalibrationstypen gemacht wird?</p>	<p>Test sind vielfach erfolgt (u.a. MISCHKE <i>et al.</i> 2008, HOEHN <i>et al.</i> 2009) → polymiktische Seen entwickeln im Mittel höhere Phytoplanktonbiomassen als geschichtete, d.h. Unterscheidung notwendig. Auswertungen in Kap. 2.2 zeigt, dass in Seen gleicher mittlerer Tiefe polymiktische Seen eine höhere Biomasseantwort besitzen. → Verwendung des Kriteriums "mittlere Tiefe" kann die Unterscheidung der Mixistypen nicht ersetzen.</p>
<p>Hat der Calcium-Gehalt (in pH-neutralen Seen) einen Einfluss auf die trophischen Summengrößen? (nur für MG-Seen relevant, da nur dort zahlreiche kalkarme Seen vorhanden sind)</p>	<p>Tests erfolgt, Kap. 2.2.3. Unterschiede sind nicht deutlich. Hinsichtlich TP-Saisonnittel keine Unterscheidung der Typen notwendig. Tests mit Sichttiefe im Folgeprojekt.</p>
<p>Verhalten sich Seen in trophischer Hinsicht ökoregionsspezifisch?</p>	<p>Tests durchgeführt, s. Kap. 2.2.4 und 2.2.9. Geschichtete natürliche MG- und Alpenseen sowie wenige Baggerseen sind in ihrer Biomasseausprägung sehr ähnlich und können gemeinsam klassifiziert werden. In den Talsperren der Mittelgebirge wird bei gleicher TP-Konzentration etwas mehr PP-Biomasse gebildet als in den natürlichen Seen. Obwohl dies nicht bei allen Talsperren der Fall ist, können diese doch getrennt von den natürlichen Seen betrachtet werden. Die wenigen Alpen- und Voralpentalsperren werden in dieser Gruppe mit behandelt. Zwischen polymiktischen AVA- und MG-Seen sind u.a. aufgrund der jeweils kleinen Stichproben keine grundlegend unterschiedlichen Chl a-TP-Beziehungen ermittelt worden. Bei der Ableitung der TP-Klassifizierung wurde deutlich, dass die TP-Grenzen der Gruppen AVA-MG und der polymiktischen Tieflandseen kaum unterschiedlich sind. Eine Unterscheidung der flachen und weniger flachen Seen ist auch in dieser Gruppe sinnvoll. Somit ergibt sich bei den polymiktischen Seen lediglich eine Unterscheidung der mittleren Tiefe kleiner und größer 3 m. Gewässerart und Ökoregion sind hinsichtlich TP-Chl a-Verhältnis nicht zu differenzieren.</p>
<p>Müssen innerhalb der polymiktischen Seen noch die Gruppe der sehr flachen Seen abgespalten werden?</p>	<p>Die Notwendigkeit des Typs 11.2 wurde von MISCHKE <i>et al.</i> (2008) bereits gezeigt. Für die Trophieklassifikation wird diese Unterteilung übernommen, da in den flachen Seen bei gleichem TP-Gehalt mehr Biomasse gebildet wird (Abb. 7).</p>

Fragen und Ideen zur Bildung von Seegruppen	Ergebnisse der Analysen oder Strategie und Ausblick
<p>Verhalten sich Kleinseen anders als polymiktische oder geschichtete größere Seen und wenn ja, ab welcher Größe, kleiner 5 ha, 10 ha oder 20 ha?</p>	<p>In der Alpenregion ist im Datensatz nur ein See mit 17 ha enthalten, der polymiktisch ist und gemeinsam mit den großen behandelt werden kann.</p> <p>Im MG-Datensatz sind lediglich 23 kleine Seen enthalten, welche alle zwischen 5 und 10 ha groß sind. Diese können mit den großen Seen im entsprechenden Mixistyp klassifiziert werden.</p> <p>Geschichtete Kleinseen im Tiefland bilden unterhalb von 5 bzw. 10 ha höhere Biomassen aus als die größeren Seen der Seetypen 10 und 13. Die geschichteten Seen kleiner 5 ha werden separat klassifiziert.</p> <p>Bei den flachen polymiktischen Seen (Typ 11.2, 11.1, 14) gibt es keine Unterschiede in der Biomasseentwicklung von kleinen und größeren Seen.</p>
<p>Verhalten sich Talsperren grundlegend anders hinsichtlich Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefen? Baggerseen und natürliche Seen sind sich nach LAWA (2003) und (1999) relativ ähnlich in ihrer Biomasseausprägung. Können die Gewässerarten zusammen klassifiziert werden?</p>	<p>MG-Talsperren bilden teilweise etwas höhere Biomassen bei gleicher TP-Konzentration aus als die anderen Gewässerarten. Dies gilt jedoch nicht für alle TS. Die wenigen natS und BS im MG liegen innerhalb des Streubereichs der Talsperren.</p> <p>In der Gruppe der polymiktischen TL-Seen bilden BS, TBS und Torfabbauseen eine Gruppe, die weniger polytrophe und hypertrophe Seen enthält. Diese Abgrabungsseen bilden im mesotrophen und eutrophen Bereich im Mittel geringere PP-Biomassen aus als natS. Die wenigen poly TS können mit den natS gemeinsam klassifiziert werden.</p> <p>Die gesch TL-Seen verhalten sich hinsichtlich PP-Biomasseentwicklung im Wesentlichen sehr ähnlich und unabhängig von der Gewässerart.</p> <p>Parameter Sichttiefe wird in Folgeprojekt bearbeitet.</p>
<p>Sind in den sehr flachen Seen die Sichttiefen durch Aufwirbelung zusätzlich verkürzt?</p>	<p>Tests notwendig Parameter Sichttiefe wird in Folgeprojekt bearbeitet</p>
<p>Sind die Sichttiefen in Mittelgebirgs- und Alpenseen durch Schwebstoffe beeinflusst und anders zum Chl a korreliert als in Tieflandseen?</p>	<p>Tests notwendig Parameter Sichttiefe wird in Folgeprojekt bearbeitet</p>
<p>Kann man in Flusseen Trophie klassifizieren?</p>	<p>In verschiedenen Test wurde deutlich, dass Talsperren mit kurzen Verweilzeiten (kleiner 50 Tage im Jahresmittel) sowie Altarme und Torfstiche mit Flusssanbindung im Saisonmittel meist geringere Biomassewerte erreichen.</p> <p>Im Vergleich mit natürlichen Flachseen bilden viele Flusseen im Bereich von 100-300 µg/L TP deutlich weniger PP-Biomasse. Es gibt jedoch auch Flusseen, in denen ebenso hohe Biomassen wie in den sehr produktiven Flachseen gefunden wurden.</p> <p>In Abhängigkeit von der Hydrologie ist eine große Schwankungsbreite zwischen den Untersuchungsjahren zu erwarten.</p> <p>Die Klassifizierung der Flusseen wird vorerst zurück gestellt. Möglicherweise ist wie in Fließgewässern die Klassifizierung von Biomassemaxima zielführender als die Verwendung von Mittelwerten.</p>

Die Suche nach Seegruppen wurde aus folgenden Gründen erschwert:

- Die Analytik der Parameter Gesamtphosphor und Chlorophyll a ist in zahlreichen Fällen zweifelhaft oder ganz unplausibel. Die P-Analytik in Tageauseen 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.
- 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.
- Zur Betrachtung einer möglichen Stickstoff-Limitierung sind kaum Daten verfügbar.
- Angaben über anhaltende Kiesgewinnung oder die Anbindung an Fließgewässer sowie Wasser-verweilzeiten sind ebenfalls für viele Seen nicht vorhanden.
- Die Stichprobengrößen sind z.T. stark unterschiedlich und eine gleichmäßige Verteilung über die Trophieskala ist oft nicht gegeben. Hieraus ergeben sich insbesondere veränderte Randbedingungen für die rechnerische Auswertung u.a. für die Kurvenanpassungen und Vergleiche.
- Für die Ökoregionen MG und AVA sind nur wenig kleinere Seen in der Datenbank.
- 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 Kalibrationsdatensätze der Seegruppen wurden fortlaufend plausibilisiert und überarbeitet, so dass der hier vorgelegte Klassifikationsentwurf die gefundenen Seegruppen im Kern ihrer Charakteristika hinsichtlich der Parameter Chlorophyll a und Gesamtphosphor beschreibt. "Außenseiterseen" (s. Kap. 2.4) wurden - soweit auffindbar – bei der Kalibration nicht berücksichtigt.

Tabelle 6: Seegruppen, welche hinsichtlich der Trophieklassifikation mit der **Kenngröße Gesamtphosphor-Saisonmittelwert** gemeinsam behandelt werden können und die Unterscheidungsmerkmale zwischen den Gruppen.

Seengruppe	Ökoregion	Gewässerart	mittlere Tiefe	See-fläche	Anmerkung
geschichtete Seen AVA/MG, natS, BS, TBS, Teiche	AVA, MG	ohne TS	alle	alle	dominiert durch AVA natS (nur 4 Seen zwischen 5-10 ha im Datensatz)
geschichtete Seen MG/AVA, Talsperren/Stauseen	MG, AVA	nur TS	alle	alle	dominiert durch MG TS (nur 6 Seen zwischen 5-10 ha im Datensatz)
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe kleiner 3 m	alle	alle	< 3 m	alle	stark dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe größer 3 m	alle	alle	> 3 m	alle	stark dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
geschichtete TL-Seen kleiner 5 ha	TL	alle	alle	< 5 ha	dominiert durch natS
geschichtete TL-Seen größer 5 ha	TL	alle	alle	> 5 ha	dominiert durch natS, daneben BS und TBS

2.4 "Außenseiterseen" für die Trophieklassifizierung

In den Analysen des Kap. 2.2 wurden Seen gefunden, die in ihrer Biomasseentwicklung von den Großgruppen abwichen. Folgende Seen fielen auf und wurden in Folge nicht im Kalibrationsdatensatz belassen:

- Seen, die noch einer intensiven Kiesgewinnung unterliegen und aufgrund der Lichtlimitierung durch mineralische Schwebstoffe relativ wenig Biomasse ausbilden. Beispiele: Raunheimer Waldsee (HE), Kiessee Prettin (ST), Kiessee Barby (ST), Barleber See 2 (ST).
- Altarme von großen Fließgewässern: Stockstadt-Erfelder Altrhein (HE), Alte Elbe Sandkrug (ST), Lingenfelder Altrhein (RP) und Ginsheimer Altrhein (HE).
- 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.
- Talsperren mit kurzer mittlerer Wasserverweilzeit: z.B. Affolderner Talsperre mit gut drei Tagen, die TS Wendefurth mit 7 Tagen, der Grüntensee mit 13 Tagen, der Muldestausee mit 14 Tagen und der Lechstau Dornau mit 3 Tagen.
- 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).
- 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). Die auffälligen Seen gehören dem Flachsee-Typus an und es besteht die Vermutung, dass eine Hemmung des Phytoplanktons durch Makrophytenreichtum besteht.

Des Weiteren wurden Jahresgänge 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.

Zur Ableitung der Kurvenanpassungen Phosphor- versus Chl a-Saisonmittel wurden darüber hinaus Datensätze von Seen entfernt, deren TP-Konzentrationen über 500 µg/L liegen. Hier 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.

2.5 Trophie-Klassifizierung mit der Trophiekenngroße Gesamtphosphor-Saisonmittel

2.5.1 TP-Index: Vorgehensweise, Berechnung und Trophieklassengrenzen

In den LAWA-Richtlinien zur Trophieklassifikation (1999, 2001, 2003) wurden zur Ableitung der Beziehungen zwischen Chlorophyll a und den Trophiekenngroßen TP-Sommermittel und TP-Frühjahr potenzielle Kurvenanpassungen verwendet. Diese dienten als Grundlage für die Ableitung von Klassengrenzen dieser Trophiekenngroßen.

In den hier vorliegenden z.T. sehr großen Datensätzen mit Stichprobengrößen von bis zu 600 Wertepaaren und einer starken Konzentration von Seen in einem mittleren Trophiebereich in einigen Gruppen war die Anpassung über alle Datenpunkte nicht immer zielführend. Die Möglichkeiten der potenziellen Kurvenanpassung waren eingeschränkt, obwohl diese auch hier die besten Regressionskoeffizienten aufwies. Zur Problemlösung wurde für diese Seegruppen eine Datenreduktion durchgeführt, in der für TP-Klassen (0-5, 5-10, 10-15 µg/L usw.) Medianwerte der Chl a-Konzentrationen ermittelt und verwendet wurden. An diese rund 20 Wertepaare (TP-Klassenmitte versus Medianwert der Chlorophyll-Saisonmittelwerte) pro Seengruppe wurden erneut potenzielle Kurven angepasst (verwendete Programme Excel 2007, SPSS Version 11.0).

Auf Basis der Transferfunktionen wurden anhand der bereits gesetzten Chl a-Klassengrenzen und der entsprechenden Indexwerte die Klassengrenzen für den Parameter TP-Saisonmittel errechnet. Die TP-Index-Berechnung in den Seegruppen erfolgt nach den Formeln in Tabelle 7. Des Weiteren sind in Tabelle 8 (s. Folgeseite) die TP-Trophieklassengrenzen angegeben.

Die Bearbeitung der Klassifizierungsmodelle für den TP-Zirkulationswert und die Sichttiefe ist im Folgeprojekt vorgesehen.

Tabelle 7: TP-Index-Berechnung nach Datenstand Februar 2011 auf Basis der abgeleiteten Transferfunktionen für Chl a- und TP-Saisonmittel (Sais) in den Seengruppen.

Seengruppe zur Trophie-Klassifizierung	Indexberechnung mit TP-Saison (µg/L) (März)/April bis Oktober/(November) und mit Chlorophyll a-Saisonmittel
Chl a-Index (alle Ökoregionen alle Seen)	$\text{Chl a-Index} = 0,856 * \ln(\text{Chl a-Sais}) + 0,56$
geschichtete AVA/MG-"natSeen" (natS, BS, TBS, Teiche), alle Seegrößen	$\text{TP-Saison-Index} = 0,8822 * \ln(\text{TP-Sais}) - 0,6371$
geschichtete MG/AVA-Talsperren alle Seegrößen	$\text{TP-Saison-Index} = 0,9125 * \ln(\text{TP-Sais}) - 0,5341$
polymiktische Flachseen mit mittlerer Tiefe < 3 m, alle Seegrößen und Ökoregionen	$\text{TP-Saison-Index} = 0,8538 * \ln(\text{TP-Sais}) - 0,1731$
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe > 3 m, alle Seegrößen und Ökoregionen	$\text{TP-Saison-Index} = 0,8844 * \ln(\text{TP-Sais}) - 0,3755$
geschichtete TL-Klein-Seen (< 5 ha)	$\text{TP-Saison-Index} = 0,8552 * \ln(\text{TP-Sais}) - 0,3985$
geschichtete TL-Seen (> 5 ha)	$\text{TP-Saison-Index} = 0,8886 * \ln(\text{TP-Sais}) - 0,7017$

Eine unterschiedliche Behandlung von Seen kleiner 5 ha findet nur bei den geschichteten Tieflandseen statt. Alle übrigen Kleinseen anderer Ökoregionen oder Schichtungstypen werden vorerst gemeinsam mit den größeren klassifiziert.

Tabelle 8: TP-Grenzen (Saisonmittelwerte) der Trophieklassen ($\mu\text{g/L}$) abgeleitet aus Kurvenanpassungen in den Kalibrationsdatensätzen der sechs Seengruppen. **Orange Felder** = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund.

Index Trophie- klassengrenzen Obergrenzen		Chl a- Gren- zen ($\mu\text{g/L}$)	Gesamtphosphor-Konzentrationen der Index-Klassengrenzen ($\mu\text{g/L}$)					
			gesch AVA/MG "natSeen"	gesch MG/AVA- TS	poly Seen mittl. Tiefe kleiner 3 m	poly Seen mittl. Tiefe größer 3 m	gesch TLSeen kleiner 5 ha	gesch TLSeen größer 5 ha
			alle Seegrößen/Seeflächen					
0,5	oligo	0,9	4	3	2	3	3	4
1,00		1,7	6	5	4	5	5	7
1,25		2,2	8	7	5	6	7	9
1,50		3,0	11	9	7	8	9	12
1,75	meso1	4,0	15	12	10	11	12	16
2,00		5,4	20	16	13	15	17	21
2,25	meso2	7,2	26	21	17	19	22	28
2,50		9,6	35	28	23	26	30	37
2,75	eu1	13	46	37	31	34	40	49
3,00		17	62	48	41	45	53	64
3,25	eu2	23	82	63	55	60	71	85
3,50		31	109	83	74	80	95	113
4,00	poly1	56	192	144	133	141	171	199
4,50	poly2	100	338	249	238	248	307	349
5,00	hyper	179		430	428	436	551	612
> 5,00		> 179			> 428	> 436	> 551	> 612
Wertebereich TP-Saison ($\mu\text{g/L}$) im Kalibrations Datensatz			4-110	4-100	12-500	7-300	6-390	3-380
Anzahl Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz			83	137	605	265	56	531

Die Klassengrenzen in Tabelle 8 wurden mit den Hintergrund- & Orientierungswerten (RIEDMÜLLER *et al.* 2010) mit Blick auf die Lage der typspezifischen Referenztrophy abgestimmt. Hierbei war zu berücksichtigen, dass die H&O-Werte seetypspezifisch gelten und die hier abgeleiteten TP-Grenzen in seetypübergreifenden Seengruppen ermittelt wurden. Dennoch ist eine weitgehende Übereinstimmung hergestellt.

Die hier vorgestellten Klassengrenzen und Klassifizierungsformeln sind noch als Entwurf zu betrachten, da im Laufe der Fertigstellung des gesamten Klassifizierungskonzepts mit den weiteren Trophieparametern Sichttiefe und Gesamtphosphor-Zirkulationswert ggf. noch Anpassungsbedarf entstehen kann.

2.5.2 Vergleich der alten und neuen Klassengrenzen in den Seegruppen - Übersichtstabellen

Tabelle 9: TP-Grenzen für Trophieklassen für die beiden Gruppen **der geschichteten Seen MG-AVA-TS und AVA-MG-nichtTS** (alle Seegrößen/Seeflächen) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach **LAWA (1999, 2001, 2003)**. **Orange Felder** = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund.

Index Trophieklassengrenzen	Chl a-Grenzen (µg/L)	Klassifizierung des TP-Saisonmittelwerts (µg/L)		Klassifizierung des TP-Sommermittels (µg/L) LAWA-Richtlinien		
		gesch AVA/MG ohne TS	gesch MG/AVA-TS	gesch natS	gesch TS	gesch BS
0,5	0,9	4	3	1	4	1
1,00	1,7	6	5	3	6	3
1,25	2,2	8	7	6	8	4
1,50	3,0	11	9	8	10	6
1,75	4,0	15	12	12	13	10
2,00	5,4	20	16	19	16	15
2,50	9,6	35	28	45	25	36
3,00	17	62	48	107	40	88
3,50	31	109	83	250	64	200
4,00	56	192	144	500	103	
Wertebereich TP-Saison (µg/L) im Kalibrations-Datensatz		4-110	4-100			

Tabelle 10: TP-Grenzen für Trophieklassen ($\mu\text{g/L}$) für die Seengruppen der **geschichteten Tieflandseen (TLgesch) kleiner und größer als 5 ha** im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (1999, 2003). **Orange Felder** = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund.

Index Trophieklassengrenzen	Chl a-Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	Klassifizierung des TP-Saisonmittels ($\mu\text{g/L}$)		Klassifizierung des TP-Sommermittels ($\mu\text{g/L}$) gemäß LAWA-Richtlinien für.....			
		gesch TLSeen kleiner 5 ha	gesch TLSeen größer 5 ha	gesch natS	gesch BS	natS kleiner 5 ha	BS kleiner 5 ha
0,5	0,9	3	4	1	1		1
1,00	1,7	5	7	3	3		2
1,25	2,2	7	9	6	4		3
1,50	3,0	9	12	8	6		4
1,75	4,0	12	16	12	10		6
2,00	5,4	17	21	19	15	16	8
2,50	9,6	30	37	45	36	28	15
3,00	17	53	64	107	88	47	29
3,50	31	95	113	250	200	81	57
4,00	56	171	199	500		139	112
4,50	100	307	349			235	>200
5,00	179	551	612			406	
> 5,00	> 179	> 551	> 612				
Wertebereich TP-Saison ($\mu\text{g/L}$) im Kalibrations-Datensatz		6-390	3-380				

Tabelle 11: TP-Grenzen für Trophieklassen ($\mu\text{g/L}$) für die Seengruppen der **polymiktischen (poly) Seen aller deutschen Ökoregionen** mit einer mittleren Tiefe kleiner und größer als 3 m (alle Seegrößen/Seeflächen) im Vergleich mit den bisherigen Klassengrenzen nach LAWA (1999, 2001, 2003). **Orange Felder** = extrapolierte Werte oder Indexbereiche ohne Datenhintergrund, **grüne Felder** = Klassengrenzen mit Datenhintergrund.

Index Trophie-klassengrenzen	Chl a-Grenzen ($\mu\text{g/L}$)	Klassifizierung des TP-Saisonmittels ($\mu\text{g/L}$)		Klassifizierung des TP-Sommermittels ($\mu\text{g/L}$) nach den LAWA-Richtlinien für		
		poly Seen mittl. Tiefe kleiner 3 m	poly Seen mittl. Tiefe größer 3 m	poly natS	poly TS	poly BS
0,5	0,9	2	3			< 5
1,00	1,7	4	5			< 5
1,25	2,2	5	6			< 5
1,50	3,0	7	8			< 5
1,75	4,0	10	11			8
2,00	5,4	13	15	13		10
2,50	9,6	23	26	24	14	18
3,00	17	41	45	46	30	32
3,50	31	74	80	86	60	60
4,00	56	133	141	163	119	110
4,50	100	238	248	304	239	200
5,00	179	428	436	500	478	
5,00	179	>428	> 436			
Wertebereich TP-Saison ($\mu\text{g/L}$) im Kalibrations-Datensatz		12-500	7-300			

3 Praxistest in den Bundesländern, Rücklauf und Stand der Problemlösung

Die im Rahmen des Praxistests eingetroffenen Neudaten wurden in die Datenbank eingearbeitet und mit der bisher gültigen Version des Auswerteprogramms PhytoSee (MISCHKE *et al.* 2009b) bewertet und den Bundesländern zur Plausibilisierung (26.01.2010) zur Verfügung gestellt.

Tabelle 12: Rückmeldung aus den Bundesländern, Kernpunkte der Anmerkungen und diesbezüglicher Arbeitsstand.

Ergebnisse der Plausibilisierung erhalten aus	Anmerkungen, Kritik oder Probleme	Problem gelöst?
Bayern	z.B. zu gute Bewertung des Rottachsees (TS) 2007 mit PSI 1,39 = sehr gut) zu gute Bewertung des Grüntensees (TS) 2008 mit PSI 0,98, allerdings ohne PTSI zu schlechte Bewertung des Rothsees	teilweise ja
Brandenburg	Senftenberger See, Nord mit "sehr gut" etwas zu gut bewertet Talsperre Spremberg mit "sehr gut" etwas zu gut bewertet Verweilzeit 37 d, alle Metrics ergeben sehr gut, wird als Typ 12 bewertet, könnte aber mit 37 d als 11.1k bewertet werden.	ja (Typkorrektur)
Hessen	Plausibilisierung zu Stammdaten und chemischer Analytik Ergänzungen zu Wasserstandsschwankungen	ja
Niedersachsen	Stammdatenkorrekturen z.T. mit Typänderungen	ja
Nordrhein-Westfalen	Korrelationen der Bewertungsmetrics zum TP-Gehalt rückgemeldet zu gute Bewertung für Wisseler See, Einleitung von Kieswaschwasser? Änderungen von Seetyp und Gewässerart rückgemeldet	ja
Rheinland-Pfalz	Otterstädter und Lingenfelder Altrhein, Landeshafen Wörth eigentlich nicht bewertbar, weil Anbindung an den Rhein und im Landeshafen und Otterstädter Altrhein intensive Kiesbaggerung Problematisierung von Methodenänderungen in der Chl a-Analytik Korrekte Bewertung des Laacher Sees mit DCM uh. der euphotischen Zone möglich?	teilweise ja
Sachsen LTV/LfULG	Flache Talsperren und Speicher mit P-Rücklösung werden noch lange nicht das gute ÖP erreichen, obwohl die Sanierung im EZG weitgehend abgeschlossen ist, z.B. TS Bautzen. PTSI-Fehlbewertung des Kiesees Laußig mit intensivem Kiesabbau. Ergänzungen zu Wasserstandsschwankungen und trophischen Auswirkungen	teilweise ja
Sachsen-Anhalt	Seetypkorrekturen z.B. TS Rappbode von 9 auf 8 Niegripper See größeres EZG: Umtypen von 13 auf 10 zu gute Bewertung des Muldestausees in der PS-Version 3.1 TS Königshütte hins. Ca-Gehalt grenzwertig, Typ 5 oder 8? Typ 8 verwendet u.a. wegen Huminstoffprägung	ja
Thüringen	Warum schneidet TS Hohenwarte nicht besser als TS Bleiloch ab, obwohl letztere als "Vorsperre" für Hohenwarte fungiert?	ja, in neueren Datensätzen nicht mehr

Die Kritikpunkte und Anmerkungen wurden in der Datenbank geprüft, Anpassungen der Seetypen durchgeführt und die neuen Bewertungen den Bundesländern wieder rückgemeldet.

Wiederholt wurde deutlich, dass schnell durchflossene Talsperren, welche meist tiefer gelegene Brauchwassertalsperren zum Hochwasserschutz oder zur Niedrigwasseraufhöhung sind, insbesondere im Biomasse-Metric zu gut bewertet werden. Dies war z.B. bei der Talsperre Spremberg, beim Grüntensee oder beim Lechstau Dornau der Fall.

Ebenso entziehen sich an größere Flüsse und Ströme angebundene Altarme und Baggerseen einer stimmigen Bewertung, da hier die PP-Biomasse oftmals unterhalb der Erwartungswerte bleibt.

Ein weiteres Problem fiel bei der Bewertung von Baggerseen auf, in denen noch Kiesgewinnung stattfindet. Durch die mineralische Trübe und ggf. eine adsorptive Bindung von Phosphor an die anorganischen Partikel, welche in Folge nicht mehr bioverfügbar sind, tritt relativ zum TP-Gehalt gesehen eine Hemmung des Phytoplanktons auf. Dazu kommt, dass der PTSI in diesen Seen zu leicht erhöhten Werten neigt, da hier vermutlich auch hinsichtlich der Artenzusammensetzung andere Selektionsbedingungen herrschen.

Die Anregungen und Probleme wurden in der Überarbeitung des Verfahrens berücksichtigt, in den entsprechenden Kapiteln diskutiert und in vielen Fällen Lösungen gefunden.

Ein Anpassen sowohl der Trophie-Bewertung als auch der Klassifikation an Außenseitergruppen wie Flusseen oder noch bebaggerte Kiesseen ist nicht zielführend und wurde nicht angestrebt. Vielmehr müssen die "störenden" Aspekte bei Unplausibilität der Bewertungsergebnisse von den Anwendern diskutiert werden und ggf. einzelne Metrics ausgeschlossen werden. In den jetzt nochmals modifizierten Verfahren stehen unplausible Bewertungsergebnisse in der Regel mit Störbedingungen - Verweilzeit, Kiesgewinnung, Flussanbindung - oder einer fehlerhaften Analytik in Verbindung und sind nur noch selten Kalibrationsfehlern in der Bewertung zuzuschreiben.

4 Datenstand und Methoden

4.1 Datenaufbereitung und Stand der Datenbank für WRRL-relevante Seen

Die bestehende Datenbank für die Seengruppen

- 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
- konnte im hier vorliegenden Praxistest deutlich erweitert werden. Die Datensätze wurden vor dem Import in die Datenbank (s. Abb. 28) auf Plausibilität und Eignung für die vorliegende Auswertung geprüft, so dass insbesondere hinsichtlich taxonomischer Bestimmungstiefe nur noch qualifizierte Daten enthalten sind. Die Schließung der Datenbank war im Wesentlichen Anfang des Jahres 2010 erfolgt.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl von qualifizierten Datensätzen verwendet:

mindestens 4 Termine im Untersuchungsjahr (Ausnahme: Jahresgänge mit drei Terminen, falls "gute" Verteilung in der Vegetationsperiode)

ausreichende taxonomische Differenzierung, Regel: mindestens rund 10 Taxa pro Probe

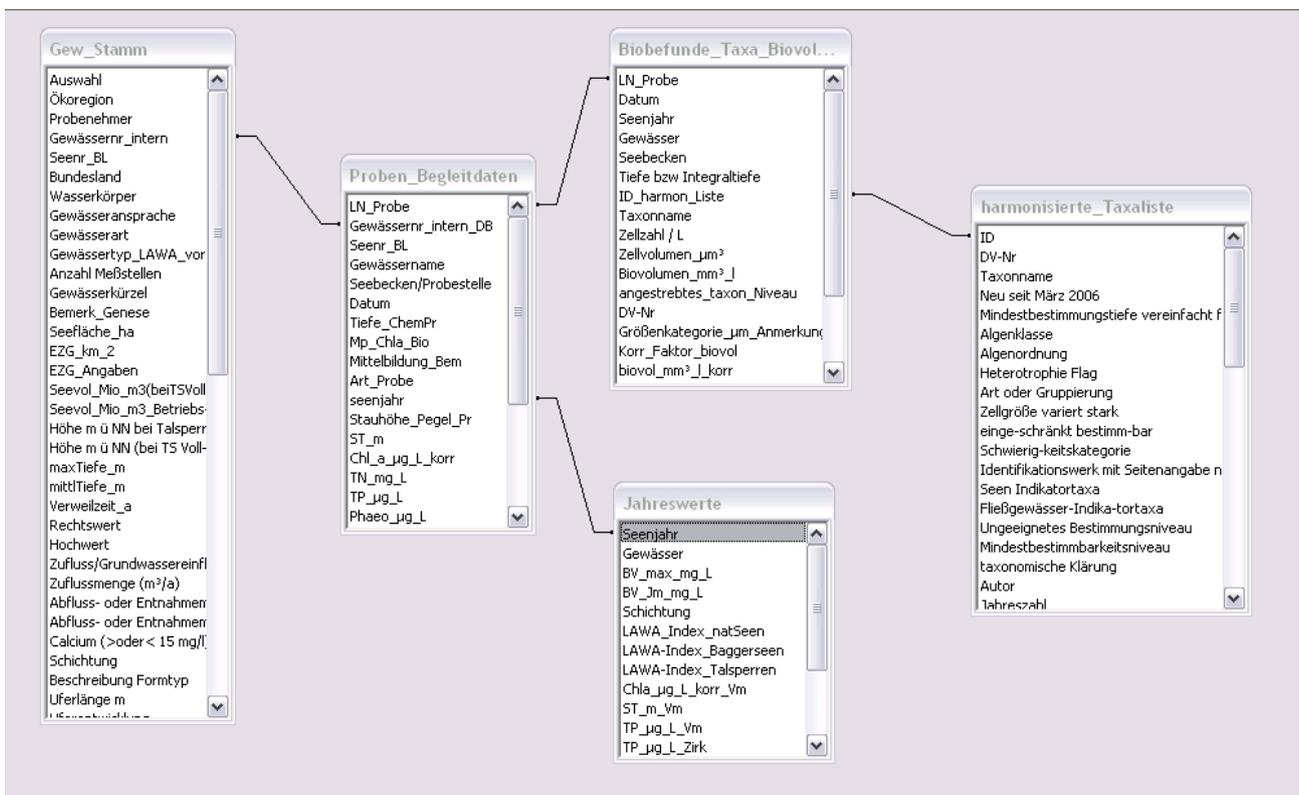


Abb. 28: Struktur und Auszüge des Inhalts der Datenbank künstlicher Seen und Mittelgebirgsseen.

Datenbankstand für die geplanten Verfahrensüberarbeitungen (Stand Juni 2010):

- rund 400 Seen (Tabelle Gew_Stamm in Abb. 28)
- rund 800 Jahrgänge (Tabelle Jahreswerte in Abb. 28)
- 6.991 Phytoplankton-Proben (Tabelle Proben_Begleitdaten in Abb. 28),
- rund 142.000 Befunde (Tabelle Biobefunde_Taxa_Biovol in Abb. 28)

Tabelle 13: Stand der Praxistest-Datenbank im Mai 2010 als Grundlage zur Verfahrensanpassung.

AWB und HMWB	alter Stand	Praxistest Juni 2010	Zuwachs	%
Seen/Seebecken	254	397	143	56%
Probentermine	4.654	6.991	2.337	50%
Befunde	84.670	142.348	57.678	68%
Jahrgänge	456	801	345	76%

Mit einem Zuwachs von fast 70% bei den Phytoplanktonbefunden und von 76% bei den Jahrgängen (s. Tabelle 13) konnte die Datenbank im Praxistest erheblich erweitert werden. Die jüngeren Jahrgänge (s. Abb. 29) sind hinsichtlich taxonomischer Auflösung und einem hohen Anteil an Proben mit Diatomeenpräparation und -analyse für die Verfahrensanpassung besonders geeignet.

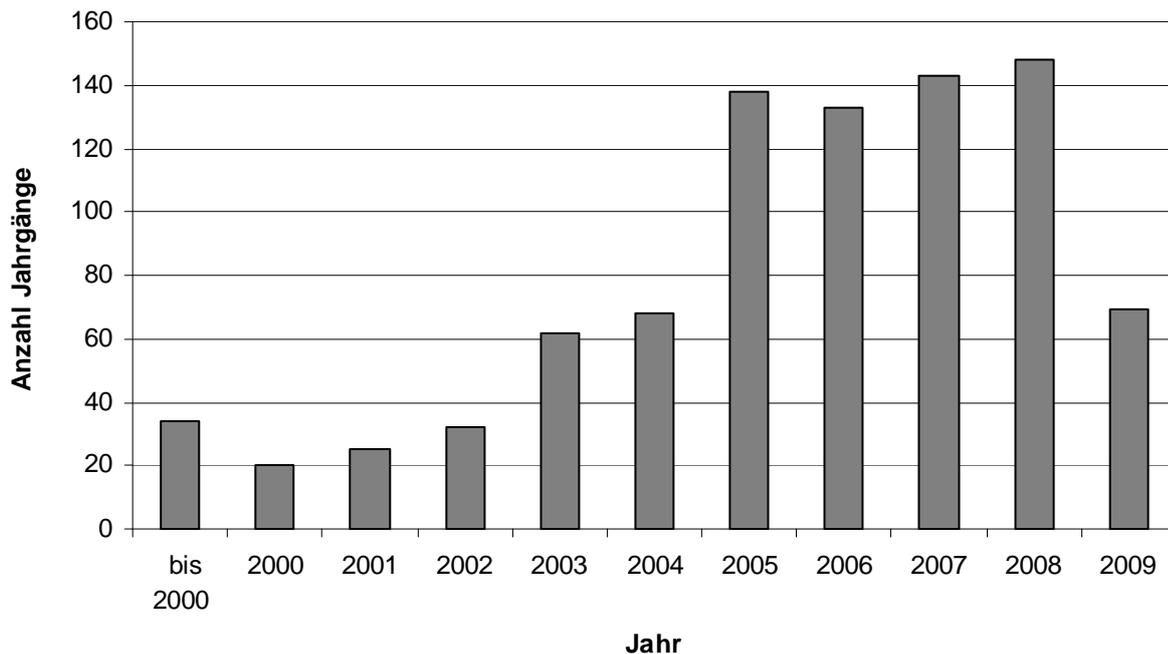


Abb. 29: Verteilung der im Datensatz enthaltenen Jahrgänge auf die Jahre zwischen 1984 und 2009.

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 Erstellung und Analytik von Mischproben, welche durch das Vermengen von eng gefassten Stufenproben oder die Probenahme mit einem Integralschöpfer hergestellt werden. Aktuelle 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 der 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 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 7-12 m liegen, ist dies eine Alternative, welche in der Bewertung nicht zu Verzerrungen führt. Liegen die Sichttiefen jedoch langfristig deutlich darunter, 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.

Z.B. wurde eine mesotrophe Talsperre (TP-Gehalt im Saisonmittel 21 µg/L) mit einer mittleren Sichttiefe von 2,4 m und der euphotischen Tiefe von im Mittel rund 6 m standardmäßig mit einer Mischprobe aus 0-20 m beprobt. Die Gesamtbiovolumen in der 0-20 m-Probe blieb im Saisonmittel bei 0,7 mm³/L und die Chlorophyll a-Konzentration bei 2,9 µg/L. Beide Werte kennzeichnen in dieser Höhe einen oligotrophen Status. Chlorophyll a war jedoch zusätzlich in Stufenproben analysiert worden und so konnten Chlorophyll-Konzentrationen für die euphotische Tiefe nachberechnet werden. Das errechnete Saisonmittel für die euphotische Zone liegt mit 16,7 µg/L deutlich höher und weist auf einen eutrophen Status der Talsperre hin. Allein die Verwendung der euphotischen Chlorophyll a-Konzentrationen in der Bewertung – ohne Veränderung der Biovolumenwerte – führte zu einer Verschlechterung des PSI von 1,54 auf 1,95. Die diskutierte Talsperre müsste nach ihrem TP-Gehalt (vgl. RIEDMÜLLER *et al.* 2010) und der neu errechneten Chl a-Werte mindestens an der Grenze zum mäßigen Zustand liegen. Mit der Standard-Beprobung von 0-20 m wird sie demnach sicherlich um etwa eine Zustandsklasse zu gut bewertet.

Ein ähnlicher Fehler kann bei Beprobung lediglich des Epilimnions und sehr kurzen Sichttiefen ebenfalls auftreten. Bei der Betrachtung von TP-Biomasse-Korrelationen müssen diese Probenahme-Varianten als "Fehlerursache" mit bedacht werden.

4.2 Zusammensetzung der Datenbank und der Kalibrationsdatensätze

Von den rund 800 Jahrgängen (s. Tabelle 13 und Abb. 29) sind über 70% nach dem Jahr 2004 erhoben worden. Nahezu alle Jahrgänge weisen eine für die Auswertung geeignete taxonomische Differenzierung auf. Für die Überarbeitung des Verfahrens wurden aus dem Datenpool rund 450 Kalibrationsdatensätze/Jahrgänge ausgewählt. Die nach der Überarbeitung folgende Validierung erfolgte meist am gesamten Datensatz.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl der Kalibrationsdatensätze angewandt:

- maximal zwei Seenjahre eines Wasserkörpers werden berücksichtigt (jeweils die jüngsten), falls Langzeitdatenreihen und ein Wechsel des Trophiestatus vorliegt maximal drei Seenjahre

- Begleitparameter und Kalibrationskenngröße Gesamtphosphor ist vorhanden und plausibel sowie Chlorophyll a- und Sichttiefenmessungen nur in wenigen Fällen fehlend,
- mindestens 3 Saisontermine zwischen April und Oktober im Jahrgang vorhanden (in Ausnahmefällen werden März oder Novembertermine mit einbezogen),
- gültige PSI-Bewertung bei Anwendung des bisherigen Verfahrens, d.h. ausreichend viele indikative Taxa erfasst.

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

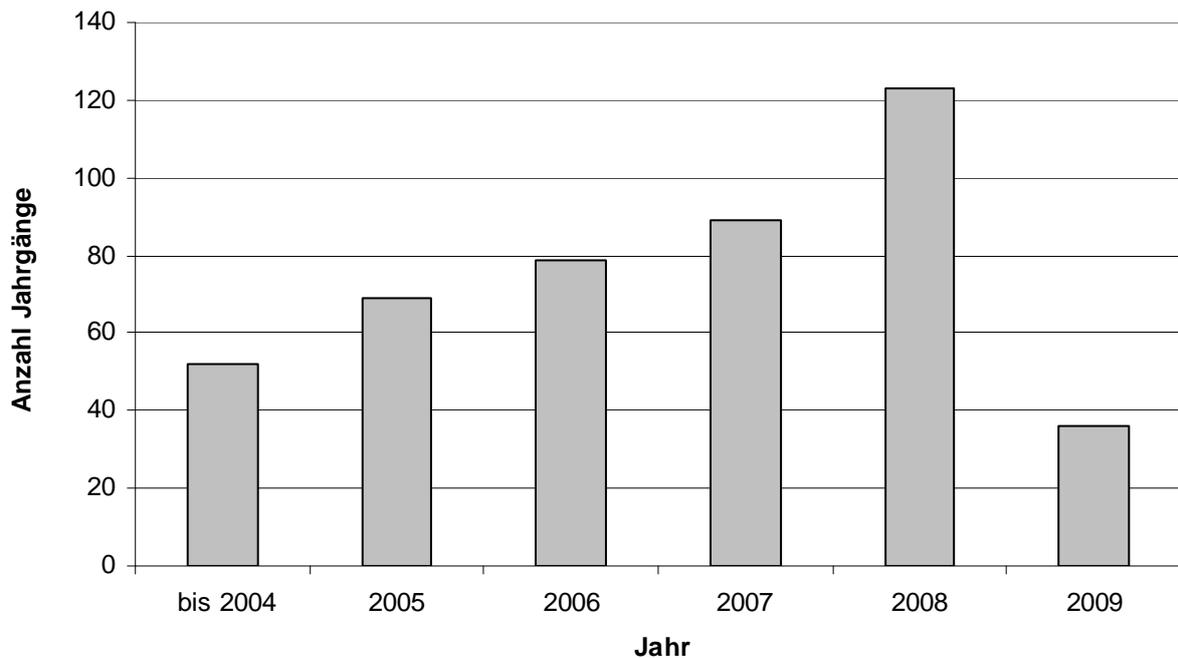


Abb. 30: Verteilung der im Kalibrationsdatensatz enthaltenen Seen (derzeit n = 448) auf die Untersuchungsjahre.

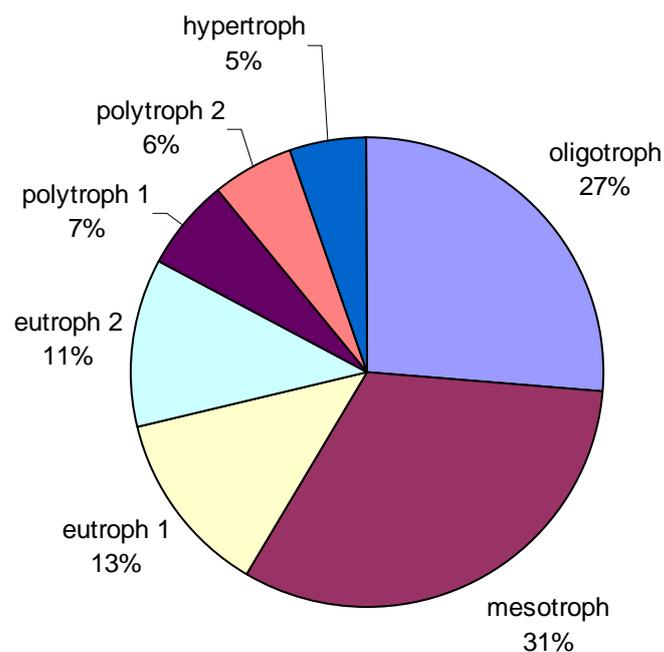


Abb. 31: Verteilung der im Kalibrationsdatensatz enthaltenen Seen (derzeit N = 448) auf die **Trophieklassen nach LAWA** (1999, s. Tabelle 14) mit dem **Kriterium LAWA-Index**.

Zur Trophieklassifikation wurden die entsprechenden LAWA-Indices (LAWA 1999, 2001 und 2003), der TP-Index neu (s. Kap. 2.5), der Biovolumen-Index (MISCHKE *et al.* 2010 und Anhang) sowie der PTSI (HOEHN *et al.* 2009) berechnet. Baggerseen, Tagebauseen, Speicher und Teiche wurden nach der Baggersee-Richtlinie eingestuft. Auf den Sondertyp Altarm wurde die Richtlinie für natürliche Seen angewandt. Alle Staugewässer im Hauptschluss eines Fließgewässers (und mit hypolimnischen Abfluss) wurden als Talsperren klassifiziert.

Der Datensatz zeigt einen Schwerpunkt im oligo- bis mesotrophen Bereich (s. Abb. 31). Tagebauseen und Baggerseen mit höherer Trophie, d.h. eutroph und höher, sind nur in geringer Anzahl vorhanden. Talsperren besitzen ihren trophischen Schwerpunkt ebenfalls im oligo- bis mesotrophen, daneben treten jedoch auch polytrophe bis hypertrophe Staugewässer auf, welche jedoch alle relativ flach und polymiktisch sind. Die im Datensatz enthaltenen Teiche und Speicher sind fast alle polytrophe, ungeschichtete Flachgewässer, welche teilweise als Fischteiche bewirtschaftet werden. Bei den natürlichen Seen gibt es Jahrgänge oligo- bis mesotropher Mittelgebirgsseen sowie Daten aus Altrheinarmen höherer Trophie.

4.3 Trophie-Kenngrößen für die Kalibration der Bewertungsmetrics – "trophic pressure"

Ähnlich wie bei der Erstellung des PhytoSee-Mittelgebirgsmoduls (HOEHN *et al.* 2009), wurde nicht mehr der LAWA-Index in der bisherigen Form (LAWA 1999, 2001, 2003) verwendet, wie dies noch bei der Verfahrenserstellung für natürliche Seen von MISCHKE *et al.* (2008) geschah, sondern im Wesentlichen der neue Index auf Basis des Gesamtphosphor-Saisonmittels (s. TP-Index in Kap. 2.5).

⇒ **Gesamtphosphor-Index (TP-Index)**: log-transformierte Saisonmittelwerte der TP-Konzentrationen (seegruppenspezifische Anpassungen s. Tabelle 10) angepasst an die LAWA-Chl a-Klassifizierung (u.a. LAWA 1999)

Für manche Fragestellungen wurde der TP-Index mit dem Biomasse-Index gemittelt (1 : 1-Gewichtung), wobei letzterer ein arithmetischer Mittelwert aus Biovolumen-Index (s. unten und MISCHKE *et al.* 2010) und dem Chl a-Index (u.a. LAWA 1999) ist. Eine ähnliche Größe wurde bereits in HOEHN *et al.* (2009) als Kalibrationsgröße verwendet und wurde dort "Trophieindex_{MG}" genannt. In der vorliegenden Bearbeitung wird er nur noch als "Trophie-Index" bezeichnet, da er auch in der Verfahrens-Validierung für die Tieflandseen herangezogen wird.

⇒ **Biovolumen-Index (BV-Index)**: ln-transformierte Saisonmittelwerte des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons angepasst an die LAWA-Chl a-Klassifizierung der LAWA-Klassifizierungen (s. Kap. 11.1 im Anhang).

⇒ **"Biomasse-Index"**: arithmetischer Mittelwert aus BV-Index und dem Chl a-Index der LAWA-Richtlinien

⇒ **"Trophieindex"**: Mittelwert aus TP- und Biomasse-Index (1 : 1-Gewichtung)

Dieser Trophie-Index stellt eine stabilere Kenngröße als der TP-Index allein dar, da sie einerseits robuster gegen Messfehler in den Einzel-Parametern ist und andererseits in Trophielagen jenseits einer Limitierung durch Phosphor (Grenze bei rund 150 µg/L) noch als eine plausible Trophie-kenngröße angesehen werden kann.

Tabelle 14: 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-/LAWA-Index (z.B. PTSI, TP-, BV-, Chl a-, Trophie-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

Alle oben genannten Indices stellen Kenngrößen zur Trophieklassifizierung dar und wurden je nach zu prüfender Bewertungsgröße unterschiedlich eingesetzt (s. Tabelle 15) insbesondere in Hinsicht auf eine Vermeidung von Zirkelschlüssen. D.h. sowohl der Biomasse- als auch der Trophie-Index wurden weder zur Kalibration noch zu Validierung des Biomasse-Metric eingesetzt. Dagegen konnte der Trophie-Index bei der Validierung des Algenklassen-Metrics verwendet werden und zeigt dort geringere Streuungen mit den Prüfgrößen. Dies war sinnvoll, da die Phosphoranalytik in einigen Jahrgängen als nicht vollkommen verlässlich angesehen werden kann.

Tabelle 15: Einsatz der Belastungs-/Kalibrationskenngrößen bei der Metric-Bearbeitung.

Bewertungsmetric im PhytoSec-Verfahren	Verwendete Belastungskenngrößen – "trophic pressure"		
	Prüfung der bisherigen "alten" Metrics	Anpassung der Metrics	Validierung der überarbeiteten Metrics
Biomasse-Metric	ÖQ-TP	TP-Index	TP-Index
Algenklassen-Metric	ÖQ-TP	TP-Index	Trophie-Index
PTSI-Metric	ÖQ-TP	TP-Index	TP-Index
Gesamtbewertung PSI (PhytoSec-Index)	Trophie-Index		Trophie-Index

Um die Ergebnisse der Bewertung-Metrics, welche die seetypspezifische Referenztrophiie 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 eine Bewertungsgröße bzw. den PTSI-Bewertungsmetric. Der PTSI stellt als Jahresmittelwert zunächst eine Trophieklassifizierung dar und erst nach Verrechnung mit der Seetyp-spezifischen Referenztrophiie kann dieser als Metric-Ergebnis des Bewertungsverfahrens verwendet werden.

Die Formel lautet:

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

* die aktuellen trophischen Referenzwerte sind der Tabelle 47 zu entnehmen.

Tabelle 16: Einstufung ökologischen Qualität (ÖQ), wie z.B. PSI und Metric-Ergebnisse, in die ökologischen Zustandsklassen sowie Farbsignatur.

Bewertungszahl/ökologische Qualität (ÖQ)	Ökologische Zustandsklasse (ÖZ) oder 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)

4.4 Seentypologie und Lage der Referenztrophie vor der Überarbeitung

Im vorliegenden Projekt sollten die im Mittelgebirge von Hoehn et al. (2009) in einem ersten Entwurf vorgestellten Seentypen noch einmal auf dem Prüfstand stehen bzw. Erweiterungen getestet werden. Die in der Tabelle 17 aufgeführten Seentypen sind mittlerweile Bestandteil von übergeordneten Werken geworden z.B. der OGEWV (2011), ARLE *et al.* (2010) oder RIEDMÜLLER *et al.* (2010). In diesen werden u.a. die Hintergrund- und/oder Orientierungswerte in Zusammenhang mit den bisher gültigen See und Seesubtypen genannt. Bei der aktuellen Überarbeitung wurden die bisher im MG gültigen Seentypen aufgelöst und neu zusammen gestellt. Die H & O-Werte können im Wesentlichen auf die neuen Seentypen übertragen werden. Es ist jedoch darauf zu achten, dass die Typbezeichnungen einem Wechsel unterzogen und Seentypgruppen aufgelöst wurden und somit eine neue Zuordnung notwendig wird, die sich wieder etwas der ursprünglichen Typologie nach MATHES *et al.* (2002) nähert (s. Kap. 5.1.6).

Tabelle 17: Für die Qualitätskomponente Phytoplankton bisher gültigen Seentypen nach MISCHE *et al.* (2008) und HOEHN *et al.* (2009) sowie die Bezeichnungen nach der Typologie von MATHES *et al.* (2002). **Relevante Typisierungskriterien** sowie "Hilfskriterien" nach SCHÖNFELDER (2006). **Für MG-Seen Stand 2009 vor dem Praxistest!**

Phytoplankton-Subtyp	Seetyp MATHES	Calcium Gehalt	Schichtung	VQ-Grenzen nach MATHES/MISCHE (m ² /m ³ → m ⁻¹)	Wasser-aufenthaltszeit MATHES	mittlere Tiefe (m) (IC-Typologie, Seetyp 11.2 nach MISCHE)	Wasser-aufenthaltszeit (SCHÖNFELDER) Hilfsgröße
Alpen und Voralpen							
1	1	Ca-reich	poly	alle VQ		≤ 3 m	
2+3	2,3	Ca-reich	gesch	alle VQ, Voralpen		3-15 m	
4	4	Ca-reich	gesch	alle VQ, Alpen		> 15 m	
Mittelgebirge							
5+7	5,7	Ca-reich	gesch	alle VQ			
6.1	6	Ca-reich	poly	alle VQ			
6.2	--	Ca-arm	poly	alle VQ			
8+9	8,9	Ca-arm	gesch	alle VQ			
8.5	--	Ca-arm	gesch	alle VQ	durch Huminstoffe geprägter See*		
Norddeutsches (und oberrheinisches) Tiefland							
10.1	10	Ca-reich	gesch	VQ 1,5-15			1-10 a
10.2	10	Ca-reich	gesch	VQ > 15			0,1-1 a
13	13	Ca-reich	gesch	VQ ≤ 1,5			10-100 a
11.1	11	Ca-reich	poly	VQ > 1,5	> 30 d		1-10 a
11.2	11	Ca-reich	poly	VQ > 1,5	> 30 d	≤ 3 m	0,1-1 a
12	12	Ca-reich	poly	VQ > 1,5	3-30 d		3-30 d
14	14	Ca-reich	poly	VQ ≤ 1,5	> 30 d		< 10 a

poly = polymiktisch, gesch = geschichtet, VQ = Volumenquotient Einzugsgebiet/Seevolumen, a = Jahr, IC = Europäische Interkalibration.

* Kriterien zur Ansprache von Huminstoff-geprägten Seen in Kap. 5.1.1.

Voraussetzung für die auf die Biokomponenten bezogene Bewertung nach EG-WRRL ist die typologische Ansprache der Seen. Alle bisher für die Phytoplankton-Bewertung in Seen relevanten Typen und Subtypen sind in der Tabelle 17 aufgeführt sowie die zur typologischen Einstufung führenden Kriterien in grün gekennzeichnet. Die Hilfsgröße Verweilzeit ist insbesondere dann eine Hilfe, wenn z.B. Stammdaten zur Errechnung des VQ fehlen, Grenzfälle vorliegen oder die Bewertung nicht plausibel ist. So wäre z.B. für einen geschichteten See im Tiefland des Typs 10 mit

einem VQ von 1,45 und der Wasserverweilzeit von 3 Monaten (0,25 Jahre) zu überlegen, ob dieser regulär nach VQ in den Typ 10.1 einzustufen ist. Oder ob dieser See entsprechend der relativ kleinen Verweilzeit von "0,1-1 a" eher dem milder bewerteten See-Subtyp 10.2 zuzuordnen ist.

Tabelle 18: Bisherige Festlegung der Referenztrophy in der Dimension des LAWA-Index (1999) (s. Tabelle 14) für die deutschen Seetypen nach MISCHKE *et al.* (2008) und HOEHN *et al.* (2009). Sortierung nach Lage der Referenztrophy.

Phytoplankton-Subtyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung des ÖQ	trophischer Referenzzustand Obergrenze	sehr gut/ gut H/G-Grenze	gut/ mäßig G/M-Grenze	mäßig/ unbefriedigend M/P-Grenze	unbefriedigend/ schlecht P/B-Grenze
Alpen und Voralpen						
4	0,75	ol	1,25	1,75	2,25	2,75
2+3	1,25	mesol	1,75	2,25	2,75	3,25
1	1,25	mesol	1,75	2,25	2,75	3,25
Mittelgebirge						
8+9	1,00	ol	1,50	2,00	2,50	3,00
8.5	1,00	ol	1,50	2,00	2,50	3,00
5+7	1,25	mesol	1,75	2,25	2,75	3,25
6.2	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
6.1	2,00	meso2	2,50	3,00	3,50	4,00
Norddeutsches (und oberrheinisches) Tiefland						
13	1,25	mesol	1,75	2,25	2,75	3,25
10.1	1,50	mesol	2,00	2,50	3,00	3,50
10.2	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
14	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
11.1	2,00	meso2	2,50	3,00	3,50	4,00
11.2	2,25	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25
12	2,75	eu2	3,25	3,75	4,25	4,75

*AWB, HMWB und Sondertypen im Tiefland erhalten hinter der Seetypnummer das Suffix "k" z. B. 13k.

Künstliche und erheblich veränderte Seen in der Ökoregion Tiefland werden bisher noch mit anderen Algenklassen-Metrics und anderen Indikatorlisten als natürliche Seen (TLgeschAWB, TLpolyAWB) jedoch mit denselben Biomasse-Bewertungsfunktionen bewertet. Für die korrekte Bewertung im Auswerte-Tool PhytoSee ist den AWB und HMWB das Suffix "k" anzuhängen. Natürliche Sondertypen wie Altarme und Totwasser können oft in beiden Gruppen plausibel bewertet werden.

5 Anpassung der Typologie und Bewertung in der Ökoregion Mittelgebirge

5.1 Überprüfung der Typologie im MG-Modul

5.1.1 Huminstoff-geprägte Seen im Mittelgebirge

Ausgangssituation

Die Trophiebewertung von Huminstoff-geprägten Seen und Talsperren im Mittelgebirge, welche sich ausschließlich aus den Ca-armen Seetypen 8 und 9 rekrutieren, kann in mehrfacher Hinsicht problematisch sein. Einerseits werden durch den erhöhten Gehalt an Humin- und Fulvosäuren die Sichttiefen verkürzt und das Phytoplankton ist lichtlimitiert. Andererseits kann in den meist oligotrophen Seesystemen die P-Limitierung der Biomasseentwicklung durch fakultativ heterotrophe Phytoplanktontaxa unterlaufen werden. In der vorliegenden Bearbeitung soll die Notwendigkeit eines eigenen Typs, dessen Eigenschaften und Identifikation sowie die Möglichkeiten einer angepassten Bewertung nochmals geprüft werden.

Der Bewertungsentwurf nach HOEHN *et al.* (2009) schlug eine Ausweisung der Huminstoffseen als einen eigenen Subtyp 8.5 vor. Die vorläufigen Kriterien waren

- eine deutliche Braunfärbung mit Verkürzung der Sichttiefe,
- $SAK_{254nm} > 5 \text{ m}^{-1}$ und
- eine Dominanz von mixotrophen Taxa wie z.B. *Gymnodinium* und *Peridinium*. Daneben kommen einige Chrysophyceentaxa z.B. *Ochromonas* sowie u.a. die pennaten Kieselalgentaxa *Asterionella*, *Fragilaria* und *Tabellaria* (s. Tabelle 19) häufig vor. In der eutropheren TS Carlsfeld war zusätzlich *Synura* häufig. Die Referenztrophie dieses Seetyps lag wie bei den übrigen Ca-armen MG-Seen bei oligotroph (H/G bei LAWA-Index 1,5).

Tabelle 19: Dominante Phytoplanktontaxa (Jahresmittelwerte) in den Huminstoff-geprägten TS Carlsfeld, Werda und Schönbrunn sowie im Titisee. Auswahl: Dominanz im Jahresmittel größer 10%.

Gewässername	Jahr	Taxonname	Algenklasse	Dominanz %
TS Carlsfeld	2000	<i>Synura</i>	Chrysophyceae	81
	2001	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	Dinophyceae	28
		<i>Dinobryon sertularia</i>	Chrysophyceae	20
		<i>Synura</i>	Chrysophyceae	12
		<i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>	Cryptophyceae	11
2009	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	Dinophyceae	76	
TS Werda	2000	<i>Peridinium umbonatum</i> -Komplex	Dinophyceae	48
		<i>Gymnodinium uberrimum</i>	Dinophyceae	13
		<i>Ochromonas</i>	Chrysophyceae	11
		Unbestimmte Chrysophyceae	Chrysophyceae	10
	2008	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i>	Chrysophyceae	38
		<i>Peridinium umbonatum</i> -Komplex	Dinophyceae	30
TS Schönbrunn	2003	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	Dinophyceae	87
		<i>Peridinium willei</i>	Dinophyceae	14
	2006	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	Dinophyceae	41
		<i>Peridinium willei</i>	Dinophyceae	18
		<i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i>	Cryptophyceae	14
	<i>Ceratium hirundinella</i>	Dinophyceae	12	
Titisee	2002	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	Dinophyceae	30
		<i>Mallomonas</i>	Chrysophyceae	19

Die Sonderbehandlung des Seetyps 8.5 im Bewertungsverfahren lag in der Entfernung von dem z.T. in sehr hohen Biomassen auftretenden *Gymnodinium uberrimum* für die Teilmetrics Biomasse und Algenklassen (vgl. Tabelle 19), da dessen Dominanz nicht nur in den Biomassekenngrößen (Gesamt-BV/Chl a) sondern auch im bisherigen Algenklassen-Metric in einigen Fällen zu einer hinsichtlich Nährstoffbelastung oft ungerechtfertigt schlechteren Bewertung im Dinophyceen-Metric führte. Ansonsten wurde der Typ 8.5 mit den gleichen Grenzwerten und Algenklassen-Submetrics wie die Gruppe der Ca-armen Seen Typ 8+9 behandelt. Auch im PTSI wurde diese Art mitbewertet, da sie eine Zeigerart für oligotrophe bis schwach mesotrophe Seen darstellt.

Für die Algenklassen-Bewertung ist jedoch in vielen Fällen eine Unterscheidung der Braunwasserseen notwendig, da im Gegensatz zu den übrigen Weichwasserseen das Vorkommen von Chryso- und Dinophyceae nicht für eine Trophieansprache verwendet werden kann (siehe neue Klassifikation und Bewertung in Kap. 5.2.2.3).

Für das in manchen Fällen stattfindende Ausscheren der Bewertungs-Metrics sollte im vorliegenden Praxistest ein Lösungsvorschlag erarbeitet werden.

Weiterführende Betrachtungen zur Abgrenzung eines Huminstoff-geprägten Sees

Im Praxistest-Datensatz wurden die in Tabelle 20 aufgeführten Seen als Huminstoff-geprägt identifiziert bzw. von den genannten Experten vor Ort durch Daten und Informationen bestätigt.

Tabelle 20: Bisher im Datensatz identifizierte **Huminstoff-geprägte Seen** mit ggf. Rückmeldung/Bestätigung aus den Bundesländern (BL).

Wasserkörper	Seetyp MATHES	Bundes- land	SAK 254 nm Mittelwert (1/m)	SAK 436 nm Mittelwert (1/m)	Rückmeldung/ Absicherung durch BL
Titisee	9	BW	0,7	--	LBH
TS Kleine Kinzig	9	BW	6,4	--	LBH, WKK Kinzig
TWT Frauenau	9	BY	10,7	--	LfU Bayern, Klaß
WSP Liebenstein-Waldnaab	9	BY	19,5	--	
Odertalsperre	8	NI	21,3	--	Harzwasserwerke LBH
Okertalsperre	8	NI	15,4	--	
Vorbecken Obersee	8	NW	14,0	--	LANUV NRW Christmann
SP Altenberg	8	SN	40,0	2,3	LTV Sachsen Ackermann
TS Carlsfeld	8	SN	34,4	5,0	
TS Eibenstock	8	SN	9,3	1,1	
TS Muldenberg	8	SN	12,1	1,6	
TS Rauschenbach	8	SN	9,5	0,8	
TS Werda	8	SN	10,2	1,4	
TS Rappbode	8	ST	--	--	LHW ST, Kormann
TS Zillierbach	8	ST	--	--	
TS Königshütte	8	ST	--	--	
TS Ohra	8	TH	1,6	--	Thüringer Fernwasserver- sorgung TFW, Willmitzer
TS Scheibe-Alsbach	9	TH	5,4	--	
TS Schmalwasser	9	TH	rd. 5	--	
TS Schönbrunn	9	TH	rd. 5	--	
TS Tambach-Dietharz	8	TH	--	--	

In der Tabelle 20 fällt auf, dass das SAK_{254nm} -Kriterium $> 5 \text{ m}^{-1}$ nicht von allen Seen erfüllt wird. Nach Aussagen einiger Bundeslandvertreter des LAWA-EK Seen besitzen einige nicht durch

Huminstoffe geprägte Talsperren ebenfalls $SAK_{254\text{ nm}}$ -Werte über 5 m^{-1} (s. Abb. 32). Dagegen wäre z.B. die TS Ohra nach dem biozönotischen Kriterium mit *Gymnodinium*-Dominanz mit im Jahresmittel 70-95% ein sicherer Kandidat. Der $SAK_{254\text{ nm}}$ liegt jedoch nur bei 1,6.

Ein weiteres Beispiel ist der Titisee, dessen $SAK_{254\text{ nm}}$ noch unter 1 m^{-1} liegt, dessen Sichttiefe durch die Braunfärbung jedoch deutlich verkürzt ist. Bei Betrachtung der Einzel-Indices des LAWA-Index fiel der Sichttiefen in den Jahren 2002 und 2007 um 0,5 bis 1,1 Indexeinheiten (entspricht ein bis zwei Trophieklassen) schlechter aus als die übrigen Indices hinsichtlich TP und Chl a.

Es bestand weiterhin die Überlegung, ob sich der SAK bei der Wellenlänge von 254 nm für die sichere Ansprache von Braunwasserseen eignet oder ob eher der SAK bei 436 nm (= Färbung) das bessere Kriterium darstellt. Diese Annahme kann jedoch anhand der Abb. 32 nicht bestätigt werden. In dieser besitzen die beiden spektralen Absorptionskoeffizienten insbesondere im relevanten unteren Wertebereich (bis $SAK_{254\text{ nm}}$ von rund 25 m^{-1}) eine sehr enge Korrelation und können demnach beide als Kriterien sowohl gemeinsam als auch alternativ eingesetzt werden.

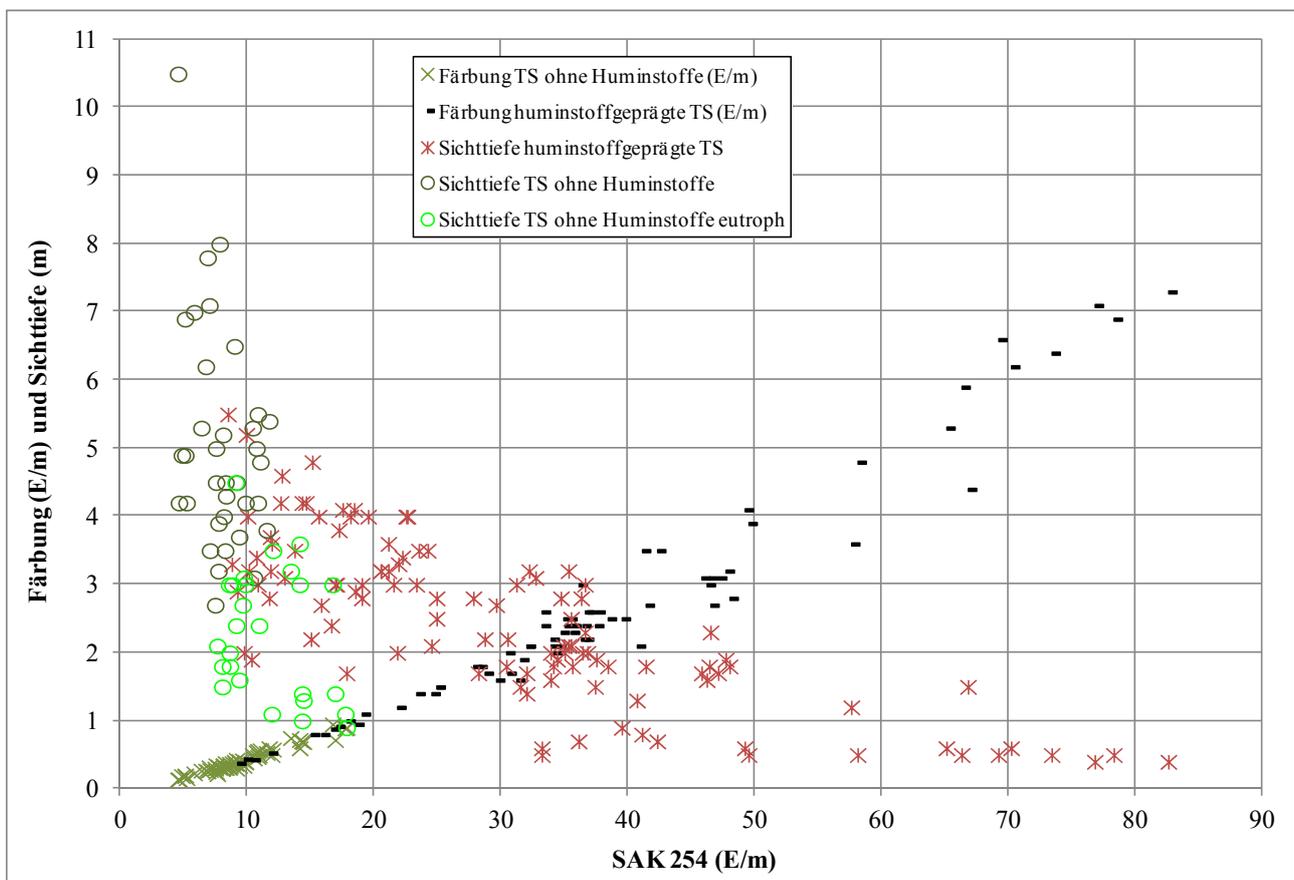


Abb. 32: Sichttiefe (an Probenahmetagen) in MG-Seen mit und ohne Huminstoffprägung sowie Färbung ($SAK_{436\text{ nm}}$) in Abhängigkeit vom $SAK_{254\text{ nm}}$. Datensatz und Grafik LTV Sachsen.

Die Auswertung von Daten sächsischer Talsperren in Abb. 32 zeigt darüber hinaus folgende Zusammenhänge:

- Der Übergangsbereich der Seen mit und ohne Huminstoffprägung liegt bei einem $SAK_{254\text{ nm}}$ von $8\text{--}12\text{ m}^{-1}$ und bei $SAK_{436\text{ nm}}$ von $0,4\text{--}0,6\text{ m}^{-1}$.
- In den Huminstoff-geprägten Talsperren treten nur selten Sichttiefen über 5 m auf.
- In stark verfärbten Braunwasserseen ab einem $SAK_{254\text{ nm}}$ von 30 m^{-1} können die Sichttiefen stark verkürzt sein und sogar unter 1 m liegen.

- Eutrophe Seen ohne Braunfärbung besitzen bei gleichzeitig verkürzten Sichttiefen auch etwas höhere $SAK_{254\text{ nm}}$ -Werte, da der SAK als Summengröße auf diverse Wasserinhaltsstoffe wie z.B. organische Verbindungen oder den Eisengehalt reagiert. Allerdings verläuft in den eutrophen Seen die Korrelation zwischen Sichttiefe und SAK steiler und es werden nicht so hohe $SAK_{254\text{ nm}}$ -Werte erreicht.

- Die z.T. stark verkürzten Sichttiefen und der gleichzeitig hohe DOC-Gehalt verschaffen heterotrophen und mixotrophen Produzenten einen Konkurrenzvorteil. Die Verschiebung der Artenzusammensetzung (s. auch Tabelle 19) sollte bei der Bewertung von stark Huminstoff-haltigen Seen bedacht werden.

Unter Berücksichtigung der SAK-Mittelwerte in Tabelle 20 und der Analysen zu SAK-Konzentrationen in sächsischen Talsperren wird angenommen, dass oberhalb

→ eines $SAK_{254\text{ nm}}$ von ca. 5 m^{-1}

→ oder eines $SAK_{436\text{ nm}}$ von ca. $0,3\text{ m}^{-1}$

eine Huminstoffprägung möglich ist.

Die anvisierten SAK-Grenzen gelten nur für die vorliegende Fragestellung der Braunwasserseen, welche in der Regel weitgehend unbelastet und in kleinen Einzugsgebieten mit Mooreinfluss oder im Grundgebirge liegen und oft eine Versauerungstendenz aufweisen. Die SAK können in anthropogen belasteten Gewässern organische Belastungen jeglicher Art anzeigen (u.a. FRIMMEL & KUMKE 1999) und besitzen in diesen seltener Bezug zu einem Gehalt an Huminstoffen.

Folgende Indizien können demnach der Ansprache von Huminstoff-geprägten Seen dienen:

(die Kriterien/Indizien müssen nicht gleichzeitig zutreffen)

- deutliche Braunfärbung u.a. mit eingeschränkten Sichttiefen
- SAK (Spektraler Absorptionskoeffizient) bei $254\text{ nm} > 5\text{ m}^{-1}$
- SAK (Spektraler Absorptionskoeffizient) bei 436 nm ("Färbung") $> 0,3\text{ m}^{-1}$
- Dominanz von mixotrophen Arten wie z.B. *Gymnodinium uberrimum* oder Arten der Gattung *Peridinium* und dadurch deutlich erhöhte PP-Biomassen
- im Vergleich zu den TP-Konzentrationen und der PTSI-Bewertung unerwartet schlechte Bewertungen im Biomasse-Metric oder unplausible und nicht konsistente Bewertung mit dem Algenklassen-Metric

Prüfung hinsichtlich der Bewertung von Braunwasserseen

Die Seen in Tabelle 20 lassen sich hinsichtlich ihrer Phytoplanktonentwicklung in drei Gruppen einteilen mit den folgenden Eigenschaften (vgl. auch Tabelle 19):

Gruppe 1: Stark Huminstoff-geprägte Seen, welche im Einzugsgebiet relativ hohe Anteile an Mooren besitzen. Wenn diese Moore darüber hinaus noch degradiert sind, ist deren P-Emission und entsprechend die P-Belastung im Gewässer nochmals erhöht. Für diese Art von Seen gibt es in der WRRL-Seen-Datenbank bisher lediglich ein Beispiel: TS Carlsfeld. Sie weist erhöhte Biomassen auf, die vornehmlich durch Dino- und Chrysophyceae gebildet werden (s. Tabelle 19).

Gruppe 2: Huminstoff-geprägte Seen, deren TP-Werte nicht erhöht sind, welche jedoch auf Basis ihres hohen Gehalts an gelösten organischen Stoffen (DOC) mixotrophen Phytoplanktontaxa eine gute Wachstumssituation ermöglichen. Beispiele hierfür sind: TS Kleine Kinzig, TS Königshütte, TS Werda, TS Schmalwasser, TS Tambach-Dietharz und TS Scheibe-Alsbach sowie in abgeschwächter Form die TS Ohra, TWT Frauenau und TS Schönbrunn.

Gruppe 3: Huminstoff-geprägte Seen, die nur in manchen Jahren von mixotrophen Phytoplankton-taxa dominiert werden und/oder erhöhte Biomassen aufweisen wie z.B. TS Eibenstock, TS Rauschenbach, Okertalsperre, TS Muldenberg und Titisee (s. Tabelle 19).

Die Seen bzw. der See der Gruppe 1 - bisher einziger sicherer Vertreter TS Carlsfeld - kann im Bewertungsverfahren nicht gesondert berücksichtigt werden. In den Trophiekenngößen Chl a und TP ist bei dieser in den letzten Jahren ein Trend zur Verbesserung zu erkennen. Der TP-Gehalt ist seit dem Jahr 2000 von rund 30 auf 20 $\mu\text{g/L}$ in 2008/2009 gesunken. Auch die bisherige PSI-Bewertung ergibt seitdem einen "guten" Zustand (s. Tabelle 21), so dass hier mit einer nicht ganz abgestimmten Bewertung zumindest keine Konflikte entstehen.

In den Gruppen 2 und 3 sind Seen, die ein gemeinsames Verhalten aufgrund der Huminstoffprägung ausbilden oder dies zumindest in manchen Jahren tun. In einigen Seenjahren sind die Biomassen durch die mixotrophe Produktion erhöht (z.B. sehr auffällig in der TS Kleine Kinzig und TWT Frauenau), in anderen sind die Biomasse-Parameter eher unauffällig. Die Seen und Seenjahre zeigen demnach ein heterogen zu betrachtendes Bild.

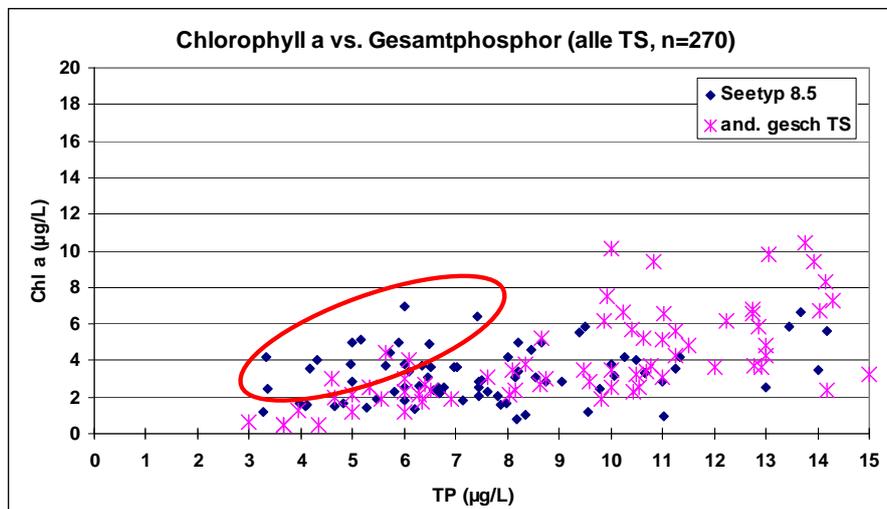


Abb. 33: Biomasse-Entwicklung (Chl a-Saisonmittelwert) in Bezug zum Gesamtphosphorgehalt (Saisonmittelwert) in Mittelgebirgstalsperren mit (Seetyp 8.5) und ohne Huminstoffprägung. Datenauszug: TP-Gehalt < 15 $\mu\text{g/L}$.

Hinsichtlich der Bewertung mit **Algenklassen** hat sich nach dessen Überarbeitung für die Gruppe der Ca-armen Seen (Seetyp 8 und 9), zu denen die Huminstoffseen im vorliegenden Datensatz ausnahmslos gehören, folgende Situation ergeben:

→ Für die neue Trophieklassifikation und Bewertung wurden AK-Submetrics "Chryso+Dino", "Cryptophyceae" und "Cyanophyceae" als sinnvolle Parameter ermittelt (s. Kap. 5.2.2 und Tabelle 33). Während der Crypto- und Cyano-Metric bei steigenden Biomassen eine schlechtere Bewertung bewirken, ergibt sich beim Chryso+Dino-Metric bei steigender Dominanz im Saisonmittel eine bessere Einstufung. Für die Huminstoff-geprägten Seen mit hoher Dominanz dieser beiden Algenklassen (s. Tabelle 19) ergeben sich bei der Bewertung mit den Seetyp 8+9-AK-Metrics in manchen Fällen "unverdient" etwas bessere Ergebnisse.

→ Die im alten Verfahren noch deutlich zu schlechte Bewertung der Huminstoffseen mit dem AK-Metric insbesondere aufgrund der schlechten Bewertung von Dinophyceen-Vorkommen besteht nun also nicht mehr.

→ Lässt man den für die Huminstoffseen nicht ganz optimal geeigneten Chryso+Dino-Submetric des oben beschriebenen AK-Metrics weg, ergeben sich hinsichtlich Korrelation mit den Belastungskenngrößen (i.d.R. TP-Index) geringfügig besser korrelierte Ergebnisse (geprüft mit Regressi-

ons- und Spearman-Rangkorrelationsanalysen), die im Mittel etwa eine halbe Zustandsklasse schlechter indizieren.

Im **Biomasse-Metric** (BM-Metric) folgt das Verhalten der Huminstoffseen nicht eindeutig einem Trend: Einige Braunwasserseen weisen erhöhte Biomassen wie oben beschrieben mit mixotrophen Taxa auf (→ Gruppe 2), andere Seen nicht oder nur in bestimmten Jahren (→ Gruppe 3) (s. Abb. 33). Eine generalisierende Behandlung und Elimination von fakultativ heterotrophen Arten, wie im alten Verfahren durchgeführt, ist deshalb vermutlich nicht gerechtfertigt.

Die Ausweisung und Berücksichtigung eines eigenen Huminsee-Typus hinsichtlich BM-Metric würde demnach nur für diejenigen Seen notwendig sein, deren Biomassen tatsächlich erhöht sind und deren Biomasse-Metric mit deutlich schlechteren Ergebnissen reagiert. Da in diesen Fällen oft eine höhere Dominanz von Dino- oder Chrysophyceae vorliegt und der AK-Metric etwas zu gut reagiert (s. oben), könnten sich die beiden "Metric-Störungen" in der Bewertung gegenseitig aufheben.

Vergleicht man nun die Bewertungsergebnisse mit und ohne Berücksichtigung eines eigenen AK-Metrics ergeben sich nur marginale Unterschiede (s. Tabelle 21), welche eine gesonderte Ausweisung eines eigenen Typs kaum rechtfertigen. Nur in einem einzigen Fall – der Talsperre Kleine Kinzig im Jahr 2007 - tritt ein Wechsel der ökologischen Zustandsklasse ein, wobei die "bessere" und auch stimmigere Bewertung mit "gut" als Nicht-Huminstoffsee erfolgte! Hier wird tatsächlich das zu schlechte Ergebnis im Biomasse-Metric (ÖQ 3,0) durch ein etwas zu gutes im AK-Metric (ÖQ 1,3) ausgeglichen.

In der Tabelle 21 wurden darüber hinaus mit Ausnahme des Titisees und der TS Eibenstock im Jahr 2007 nur Seenjahre ausgewählt, welche die oben beschriebenen auffälligen Abweichungen zeigen (z.B. auffälliger BM-Metric bei Odertalsperre, TS Kleine Kinzig und TS Scheibe-Alsbach)

Tabelle 21: Vergleich der Bewertung von Huminstoff-geprägten Seen mit und ohne Berücksichtigung eines eigens angepassten AK-Metrics (d.h. ohne Chryso+Dino-Submetric). Auswahl: Seenjahre mit erhöhten Biomassen oder veränderter Artenzusammensetzung gemäß og. Kriterien für Braunwasserseen.

Gewässername Jahr	See- sub- typ neu	Bewertung als Nicht-Huminstoffsee im jeweiligen VTQ-Typ (8 oder 9)					Bewertung als Huminstoffsee mit Referentzotrophie im jeweiligen VTQ-Typ				
		ÖQ-TP	BM- Metric	AK- Metric	PTSI- Metric	PSI	ÖQ-TP	BM- Metric	AK- Metric	PTSI- Metric	PSI
Odertalsperre 2007	9	0,9	2,8	2,4	1,2	2,07	0,9	2,8	3,1	1,2	2,12
Okertalsperre 2007	9	0,7	1,7	1,3	0,5	1,13	0,7	1,7	1,1	0,4	1,03
Titisee 2007	9	0,6	0,5	1,4	1,9	1,28	0,6	0,5	2,1	1,9	1,35
TS Scheibe-Alsbach 2003	9	1,3	1,8	0,5	0,5	0,99	1,3	1,8	1,0	0,1	0,97
TS Scheibe-Alsbach 2005	9	1,5	2,0	1,0	0,5	1,18	1,5	2,0	2,3	0,5	1,40
TS Kleine Kinzig 2007	9	2,0	3,0	1,3		2,31	2,0	3,0	3,0		3,02
TS Eibenstock 2007	8	0,6	0,6	0,5	0,1	0,50	0,6	0,6	1,2	0,1	0,51
TS Rauschenbach 2009	8	0,5	0,5	0,9	0,6	0,63	0,5	0,5	0,5	0,6	0,53
TS Carlsfeld 2009	8	2,1	2,8	1,4	0,5	1,59	2,1	2,8	3,9	0,5	1,96

Fazit und Empfehlung zur Bewertung von Huminstoff-geprägten MG-Seen:

Nach der aktuellen Überarbeitung des AK-Metrics bewerten die für die Ca-armen Seen ohne Huminstoffe (Seetyp 8 und 9) abgeleiteten AK-Submetrics auch für die Huminstoffseen hinreichend plausibel.

Die Sonderbehandlung des mixotrophen Dinophyceen-Taxons *Gymnodinium uberrimum* wird ebenfalls aufgegeben.

Die Überlegung, ob grundsätzlich für Braunwasserseen eine höhere Referenztrophy angesetzt werden sollte, da diese in einigen Fällen - durch fakultativ heterotrophe Produzenten verursacht - höhere Biomassen aufweisen, wird verworfen. Die überwiegende Anzahl der Braunwasserseen ist hinsichtlich TP-Gehalt oligotroph bis schwach mesotroph und die Bewertung bestätigt dies plausibel mit "sehr guten" bis "guten" Ergebnissen.

In Einzelfällen kann eine begründete Umtypisierung vom strenger bewerteten Typus 9 zum etwas milder bewerteten Typ 8 erfolgen, falls der Typ 8 nicht ohnehin schon vorliegt. Falls jedoch in diesen Fällen eine Braunfärbung/Erhöhung des DOC durch anthropogenen Einfluss verursacht wird, z.B. in Verbindung mit Abwässern aus der Zellstoffindustrie, ist auf jeden Fall der Referenzzustand bzw. die Referenztrophy des potenziell unbelasteten Sees anzuwenden.

Es wird empfohlen, die Huminstoff-geprägten Seen als solche anhand der oben aufgeführten Indizien-Liste zu identifizieren und dies in den Stammdaten der jeweiligen Seen zu hinterlegen. Die Bewertung kann in den allermeisten Fällen in den Ca-armen Seetypen 8 und 9 plausibel durchgeführt werden. Hierbei sind die Braunwasserseen gemäß ihres VTQs in die beiden Typen 8 und 9 einzustufen und die diesbezügliche Bewertung genau auf Ausreißer und Plausibilität zu prüfen. In vermutlich wenigen Fällen können einzelne Metrics ausscheren. Falls diese das Bewertungsergebnis empfindlich stören, können sie per Expertenempfehlung als Einzel-Metric aus der Bewertung genommen werden.

5.1.2 Typologie von geschichteten MG-Seen – Prüfung und Anpassung

Gemäß der Prüfungen in Kap. 2.2.3 stehen die Ca-armen Seen hinsichtlich ihrer Phytoplankton-Produktivität den Ca-reichen Seen kaum nach. Es wurde vielmehr deutlich, dass sich deren Verteilung im Trophiespektrum aufgrund anderer Faktoren unterscheidet: Ca-arme Seen sind in der Regel in höheren Lagen und mit kleineren Einzugsgebieten und entsprechend geringeren Grundbelastungen zu finden (s. Abb. 34 und Abb. 36). Die Biomasseproduktivität bei gleichem TP-Gehalt weist dagegen - wenn überhaupt - nur marginale Unterschiede auf (s. Abb. 8 in Kap. 2.2.3).

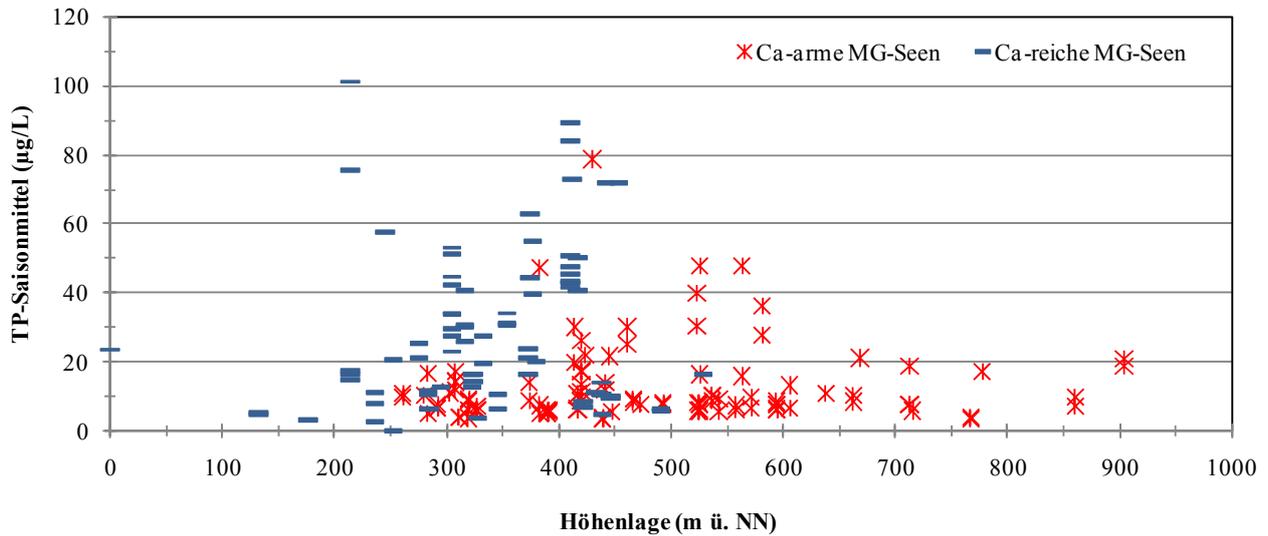


Abb. 34: Gesamtphosphor-Saisonmittel ($\mu\text{g/L}$) von Ca-armen und –reichen geschichteten Mittelgebirgsseen in Abhängigkeit von der Höhenlage.

Ebenso unterscheiden die LAWA-Richtlinien (1999, 2001, 2003) bei der Festlegung des trophischen Referenzzustandes nicht zwischen Ca-armen und Ca-reichen Seen. In der TS-Richtlinie (LAWA 2001) werden die Gewässer bei der Festlegung der Referenztrophy lediglich nach der mittleren Tiefe differenziert.

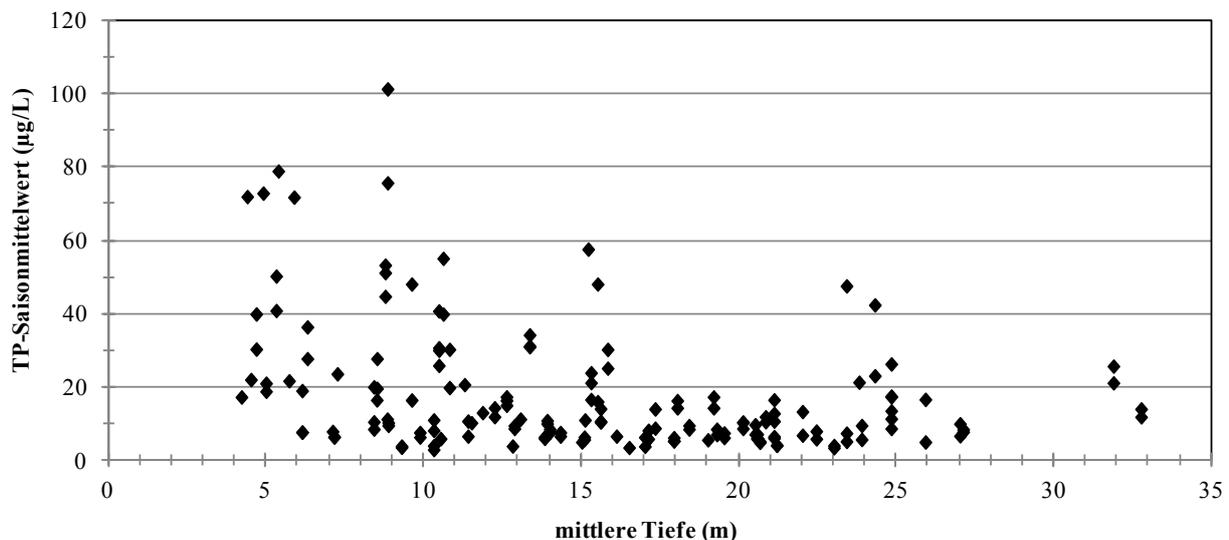


Abb. 35: Gesamtphosphor-Saisonmittel ($\mu\text{g/L}$) von Ca-armen und -reichen geschichteten Mittelgebirgsseen in Abhängigkeit von der mittleren Tiefe.

Eine Spearman-Rangkorrelation (s. Tabelle 22) zeigte, dass bei Verwendung des gesamten Kalibrationsdatensatzes der geschichteten MG-Seen der Volumenquotient eine relativ hohe und höchst signifikante Korrelation zum Phosphorgehalt der Seen aufweist. Eine Verwendung dieses Typisierungskriteriums wäre demnach auch für die MG-Seen sinnvoll.

Da die mittlere Tiefe die Nährstoff-Retentionsleistung und Produktivität eines Sees maßgeblich mitbestimmt und insbesondere in unbelasteten Einzugsgebieten sicherlich eine der wichtigen Steuerfaktoren insbesondere für die Referenztrophy darstellt, ist deren Berücksichtigung in der Typologie ebenso wünschenswert. Es ist allerdings vorstellbar, dass über einer gewissen mittleren Tiefe – nach Abb. 6 in LAWA (2001) sowie Abb. 35 etwa 15-20 m - keine großen Unterschiede in der Grundtrophy eines Sees mehr zu erwarten sind.

Erweitert man den VQ um die mittlere Tiefe im Nenner und bildet nach der unten stehenden Formel einen "**Volumen-Tiefen-Quotient**" (VTQ)

$$\text{Formel: VTQ (1/m}^2\text{)} = \text{EZG (m}^2\text{)} / (\text{Seevolumen (m}^3\text{)} \times \text{mittlere Tiefe (m)})$$

so entsteht eine Kenngröße, mit der potenziell oligotrophe Seen mit kleinem VQ und/oder hoher mittlerer Tiefe identifiziert und danach typisiert werden können. Auf der anderen Seite der Skala werden Seen zusammengruppiert, die eine geringere mittlere Tiefe und einen großen VQ besitzen und deshalb hydraulisch und hinsichtlich Nährstoff-Eintrag stärker belastet und deshalb im Referenzzustand eher mesotroph sind.

Tabelle 22: Spearman-Korrelationskoeffizient und Signifikanz-Niveau zwischen dem TP-Saisonmittelwert und der mittleren Tiefe (m), dem Volumenquotient (EZG/Seevolumen in m^{-1}) und dem Volumen-Tiefen-Quotient (VQ/mittlere Tiefe in m^{-2}).

Korrelationversus.....	mittlere Tiefe	Volumenquotient	Volumen-Tiefen-Quotient
alle Seenjahre im Kalibrationsdatensatz der geschichteten MG Seen (N = 181)			
TP-Saisonmittelwert	-0,18	0,59	0,55
Irrtumswahrscheinlichkeit	0,013	0,000	0,000
Datenauszug gesch MG-Seen: nur Seen mit mittlerer Tiefe kleiner 15 m (N = 83)			
TP-Saisonmittelwert	-0,41	0,61	0,65
Irrtumswahrscheinlichkeit	0,000	0,000	0,000

Die Spearman-Rangkorrelation zeigt im Datensatz der Mittelgebirgsseen aller Degradationsstufen und mittlerer Tiefen für den VTQ bereits eine nahezu ähnlich gute Beziehung wie für den VQ (s. Tabelle 22). Bezieht man in die Korrelationsbetrachtung nur Seen ein, deren mittlere Tiefe unter 15 m liegt, so verbessert sich einerseits die (negative) Korrelation zwischen mittlerer Tiefe und TP-Gehalt deutlich und andererseits wird die Korrelation zwischen TP-Saisonmittelwert und VTQ besser als die mit dem VQ.

Grenzziehung zwischen den Seetypen mit dem Kriterium VTQ:

Nach einer grafischen Analyse der Abhängigkeit des TP-Saisonmittelwertes vom Volumenquotient ergeben sich als mögliche Grenzen 1,5 und 5 m^{-1} (vgl. Abb. 36). Die Abbildungen zeigen auch, dass die Ca-armen Seen im Schwerpunkt kleinere VQ-Werte besitzen als die im Mittel tiefer gelegenen Ca-reichen Seen mit größeren Einzugsgebieten. Unter Berücksichtigung der VQ-Grenzen von 1,5 und 5 sowie der in LAWA (2001) begründeten Grenze von 8 m mittlerer Tiefe (> 8 m mittl. Tiefe sei die Grundtrophy für geschichtete Talsperren noch oligotroph, darunter mesotroph) - ergeben sich für den VTQ mögliche Typgrenzen von 0,18 (VQ 1,5 / 8 m mittl. Tiefe) und 0,63 (VQ 5 / 8 m mittl. Tiefe) (vgl. Abb. 37).

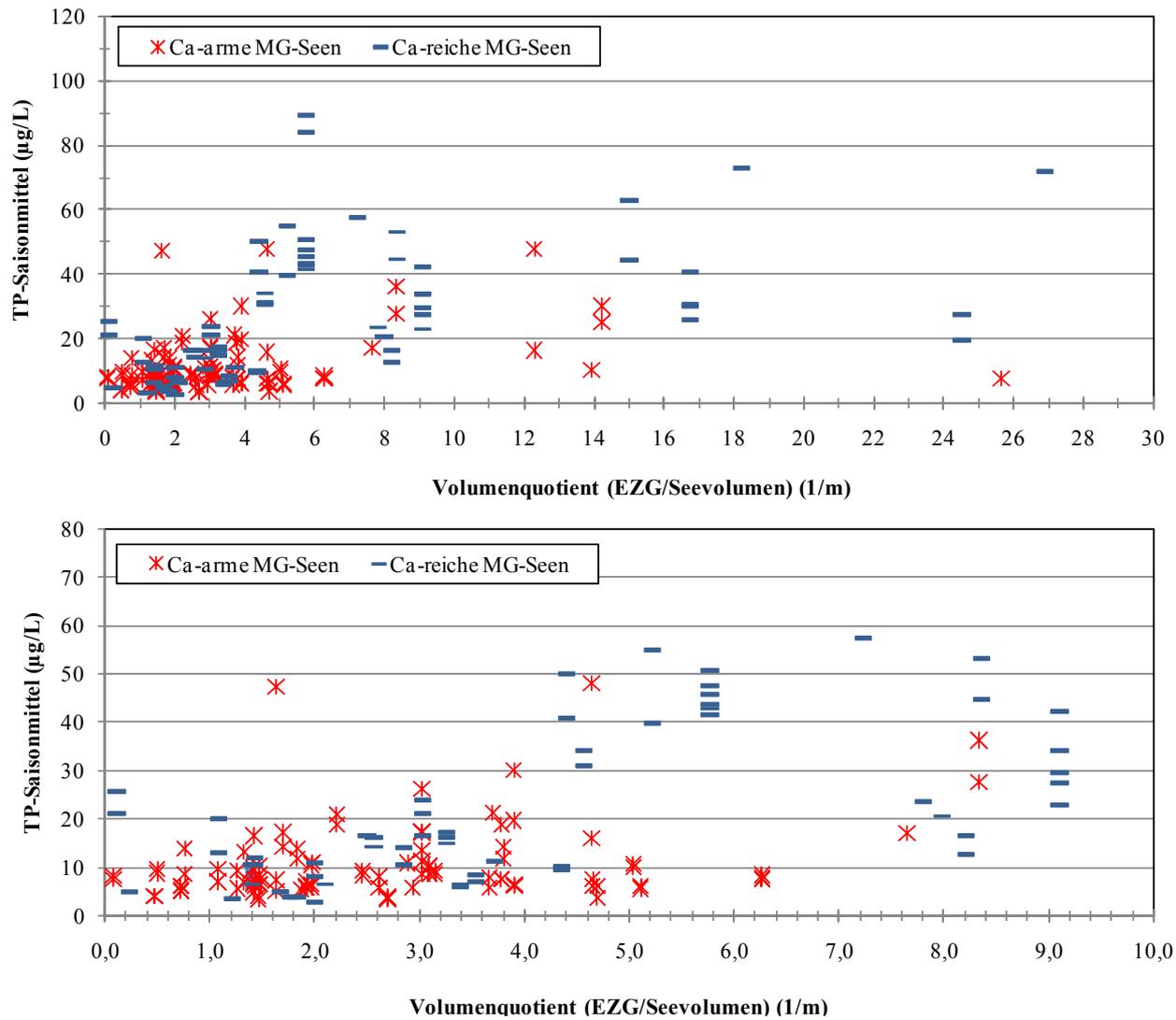


Abb. 36: TP-Saisonmittel ($\mu\text{g/L}$) von Ca-armen und Ca-reichen geschichteten Mittelgebirgsseen in Abhängigkeit vom Volumenquotient (Einzugsgebietsgröße/Seevolumen). Oben: VQ 0-30 m^{-1} , unten: Zoom auf VQ 0-10 m^{-1} .

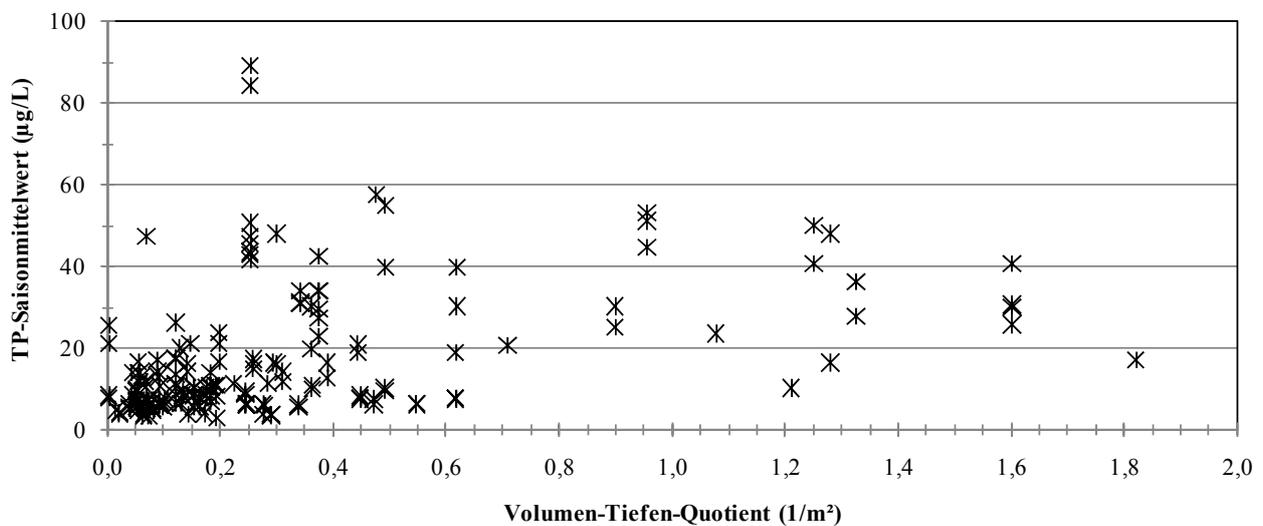


Abb. 37: Gesamtphosphor-Saisonmittel ($\mu\text{g/L}$) in Abhängigkeit vom Volumen-Tiefen-Quotient (Einzugsgebietsgröße/Seevolumen*mittlere Tiefe)). Datensatz: alle geschichteten Mittelgebirgsseen.

Der Ansatz der Dreiteilung der Gruppe (gesch MG-Seen) als Erweiterung zur bisherigen Zweiteilung der geschichteten Seen sowie die Umstellung des Typologiekriteriums VQ auf den VTQ wurde im LAWA EK Seen (im Sommer 2011) ausführlich diskutiert. Zur Entscheidungsfindung wurden die Varianten der verschiedenen Typologie-Ansätze und die daraus resultierenden PSI-Bewertungsergebnisse für die Praxistest-Datensätze erarbeitet und den Bundeslandvertretern zur Verfügung gestellt.

Aus der Plausibilisierung und Diskussion ergaben sich die folgenden Ergebnisse:

- Plausibilität der Bewertungsergebnisse muss gewährleistet sein (höchste Priorität)
- ein neues oder zusätzliches Typologie-Kriterium ist möglich, aber zunächst mit Anwendungsbeschränkung auf die Bewertung im Mittelgebirge
- die ggf. neu definierten Seetypen sollten mit einer ausreichenden Anzahl von Seen repräsentiert sein
- die anzustrebende Typologie sollte auch für Außenstehende nachvollziehbar sein und so wenig wie möglich vom bisherigen Typisierungsschema (MATHES *et al.* 2002) abweichen
- der polymiktische Flachseetypus soll wie in der Typologie im Tiefland (Seetyp 11.2) auch für das Mittelgebirge eingeführt werden, um sehr flache und produktive Seen weniger streng bewerten zu können (relevant für polymiktische Seen s. Kap. 0) → Aufteilung der polymiktischen Seen in drei Gruppen unterschiedlicher Referenztrophiie gewünscht (analog zur Typologie im Norddeutschen Tiefland)
- für die geschichteten MG-Seen sei bevorzugt die Zweiteilung zu belassen, eine mildere Bewertung von hydraulisch belasteten und weniger tiefen, im MG meist Talsperren ist nicht prioritär
- die VTQ-Typologie spricht die Seen plausibler an

Auf Basis dieser Ergebnisse wurden für die geschichteten MG-Seen zwei Gruppen gebildet, getrennt nach dem VTQ-Kriterium (vgl. auch Tabelle 24):

Gruppe 1, VTQ kleiner $0,18 \text{ m}^{-2}$: in der Regel tiefe oder sehr tiefe Seen mit kleinen bis mittleren VQ-Werten bis etwa 3 m^{-1} .

Gruppe 2, VTQ größer $0,18 \text{ m}^{-2}$: in der Regel mäßig tiefe bis flachere geschichtete Seen mit VQ-Werten meist größer 3 m^{-1} . In dieser Gruppe sind auch die höher belasteten und schnell durchflossenen Talsperren des Datensatzes enthalten.

Tabelle 23: Seetypen-Anpassung in der Gruppe der **geschichteten Mittelgebirgsseen**, deren Abgrenzung voneinander gemäß VTQ-Kriterium sowie den sehr gut/gut-Grenzen (H/G) und trophischen Referenzwerten in der Skala des LAWA-Index.

Bisheriger PP-Seetyp	See-Subtyp neu	VTQ (Volumen-Tiefen-Quotient) (m^{-2})		H/G-Grenze	Trophiestatus im Referenzzustand	trophischer Referenzwert
Ca-reiche Seen						
5+7	7	klein	$\leq 0,18$	1,50	oligotroph	1,00
	5	mittel-groß	$> 0,18$	1,75	(schwach) mesotroph	1,25
Ca-arme Seen						
8+9	9	klein	$\leq 0,18$	1,50	oligotroph	1,00
	8	mittel-groß	$> 0,18$	1,75	(schwach) mesotroph	1,25

PP = Phytoplankton

5.1.3 Fazit zur Typologie von geschichteten MG-Seen und Umgruppierung

Für den Biomasse-Metric kann nach den oben gemachten Ausführungen die Typisierung nach Ca-Gehalt aufgrund der nur geringen Unterschiede in der Produktivität der beiden Seegruppen aufgehoben werden. Die Unterschiede zwischen den Ca-armen und -reichen Seen liegen vor allem in der Artenzusammensetzung und weniger in der Produktivität und bedürfen demnach im Biomasse-Metric keiner Berücksichtigung.

Dagegen muss für die Algenklassenbewertung die Unterscheidung der Seen nach Ca-Gehalt beibehalten werden, da sich die Reaktion der Algenklassen zwischen den Gruppen deutlich unterscheidet (s. Kap. 5.2.2.3). Die Lage der Referenztrophy ist davon nur vernachlässigbar berührt und kann in allen Seegruppen nach dem VTQ-Kriterium und der Tabelle 23 erfolgen.

Die Prüfung, ob ein durch Huminstoffe geprägter Seetyp gesondert ausgewiesen und bewertet werden muss, fiel negativ aus: In der Regel können die im Datensatz befindlichen Braunwasserseen im Seetyp 8 und 9 plausibel bewertet werden. Da die Braunwasserseen u.a. durch den veränderten Chemismus und veränderte Lichtverhältnisse dennoch eine abweichende Gruppe darstellt, wird empfohlen, diese im Datensatz auf jeden Fall zu identifizieren und zu kennzeichnen, um die Bewertung in besonderer Form zu plausibilisieren. Kriterien zur Identifizierung sind im Kap. 5.1.1 zusammengestellt.

Nach Aufgabe des Seetyps 8.5 werden die 20 bisher identifizierten Huminstoff-geprägten Seen in die VTQ-Typen 8 und 9 verteilt (s. Tabelle 24). Neun davon werden fortan milder bewertet als bisher, da für sie als Typ 8 eine mildere Referenztrophy erwartet wird.

Für 11 der übrigen 75 geschichteten Mittelgebirgsseen ohne Huminstoffprägung erfolgt aufgrund des Einführens des VTQ-Kriteriums eine Änderung des LAWA-Seetyps von 5 auf 7 bzw. 8 auf 9 oder umgekehrt (s. Tabelle 24, orange Farbkennzeichnung). Bei den 11 Seen werden 3 zukünftig strenger und einer milder bewertet. Sieben dieser Seen erfahren zwar einen Typwechsel von 8 auf 9, deren Referenztrophy ändert sich jedoch nicht.

Daneben ergeben sich für einige Seen mildere oder strengere Bewertungsmaßstäbe ohne eine erfolgte Typänderung im LAWA-Typ, da das entscheidende Kriterium für die Lage der Referenztrophy nicht mehr der Ca-Gehalt sondern der VTQ geworden ist. 10 Seen behalten also ihre Einstufung in den Seetyp 7, scheren jedoch aus der Ca-Typgruppe 5+7 aus und werden zukünftig strenger bewertet (z.B. Laacher See oder Großer Exbergsee in Tabelle 24). Insgesamt ergibt sich für 40 Seen eine Änderung in der Referenztrophy.

Tabelle 24: Zuordnung der **geschichteten MG-Seen** zu den "neuen" VTQ-Typen im Vergleich zur bisherigen Typisierung nach HOEHN *et al.* (2009) sowie mittlere Tiefe, VQ und die neue H/G-Grenze nach Tabelle 23. Sortierkriterium VTQ. **orange unterlegt** = Änderung im Typ oder strengere Bewertung; **grünlich unterlegt** = mildere Bewertung.

Wasserkörper	Ca-Typ	LAWA-Typ	PP-Subtyp bisher	PP-Subtyp neu	Referenztrophy?	H/G-Grenze neu	VQ (m ⁻¹)	mittl. Tiefe (m)	VTQ (m ⁻²)	VTQ verbal
Gemündener Maar	Ca-arm	9	8+9	9	gleich	1,5	klein	18,9	--	klein
TS Zillierbach	Ca-reich	8	8+9	9	gleich	1,5	4,1		--	klein
Weinfelder Maar	Ca-arm	9	8+9	9	gleich	1,5	0,1	27,1	0,003	klein
Laacher See	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	0,1	31,9	0,003	klein
Großer Exbergsee	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	0,2	15,0	0,016	klein
Versetalsperre	Ca-arm	9	8+9	9	gleich	1,5	0,7	17,9	0,040	klein
Obernautalsperre	Ca-arm	9	8+9	9	gleich	1,5	0,8	17,3	0,044	klein
TS Schmalwasser	Ca-arm	9	8.5	9	gleich	1,5	1,4	27,0	0,052	klein
Titisee	Ca-arm	9	8.5	9	gleich	1,5	1,1	20,5	0,052	klein
TS Schönbrunn	Ca-arm	9	8.5	9	gleich	1,5	1,3	23,9	0,053	klein
Rurtalsperre	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	1,4	25,9	0,055	klein

Wasserkörper	Ca-Typ	LAWA-Typ	PP-Subtyp bisher	PP-Subtyp neu	Referenz-trophie?	H/G-Grenze neu	VQ (m ⁻¹)	mittl. Tiefe (m)	VTQ (m ⁻²)	VTQ verbal
TS Leibis-Lichte	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	1,8	32,7	0,056	klein
TS Kleine Kinzig	Ca-arm	9	8.5	9	gleich	1,5	1,3	22,0	0,060	klein
TWT Frauenau	Ca-arm	9	8.5	9	gleich	1,5	1,5	23,0	0,064	klein
Sorpetalsperre	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,4	20,8	0,069	klein
Odertalsperre	Ca-arm	8	8.5	9	gleich	1,5	1,6	23,4	0,070	klein
Meerfelder Maar	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	0,7	9,0	0,073	klein
Große Dhünnalsperre	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,2	16,5	0,074	klein
Wahnachtalsperre	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,7	20,7	0,081	klein
Biggetalsperre	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	1,7	19,2	0,089	klein
Beventalsperre	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,1	11,9	0,091	klein
Okertalsperre	Ca-arm	8	8.5	9	gleich	1,5	2,0	21,1	0,093	klein
TWT Mauthaus	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	1,9	19,0	0,099	klein
Wiehltalsperre	Ca-arm	9	8+9	9	gleich	1,5	1,5	14,3	0,103	klein
TS Rappbode	Ca-arm	8	8.5	9	gleich	1,5	3,0	24,8	0,122	klein
Aabachtalsperre	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,4	11,4	0,122	klein
Hellkopfsee	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,1	8,4	0,129	klein
Aggertalsperre	Ca-reich	5	5+7	7	strenger	1,5	2,1	16,1	0,130	klein
Oleftalsperre	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	2,5	18,4	0,133	klein
Hennetalsperre	Ca-reich	5	5+7	7	strenger	1,5	2,6	18,0	0,142	klein
Genkeltalsperre	Ca-reich	7	5+7	7	strenger	1,5	1,8	12,8	0,143	klein
Schwarzenbachtalsperre	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	3,5	23,8	0,147	klein
TS Lehmühle	Ca-arm	8	8+9	9	gleich	1,5	2,6	17,1	0,153	klein
TS Eibenstock	Ca-arm	8	8.5	9	gleich	1,5	3,1	20,1	0,154	klein
TS Ohra	Ca-arm	8	8.5	9	gleich	1,5	3,7	22,4	0,163	klein
Kerspetalsperre	Ca-reich	5	5+7	7	strenger	1,5	1,8	10,3	0,172	klein
TS Scheibe-Alsbach	Ca-arm	9	8.5	9	gleich	1,5	1,5	8,4	0,175	klein
TS Saidenbach	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	2,8	15,6	0,183	mittel/groß
TS Gottleuba	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	3,5	19,3	0,183	mittel/groß
TS Sosa	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	2,9	15,1	0,191	mittel/groß
Olbersdorfer See	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	2,0	10,3	0,194	mittel/groß
TS Pöhl	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	3,0	15,3	0,198	mittel/groß
Neyetalsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	2,0	8,8	0,224	mittel/groß
Listertalsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	3,1	12,9	0,245	mittel/groß
TS Lichtenberg	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	3,4	13,8	0,245	mittel/groß
TS Bleiloch	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	5,8	22,8	0,253	mittel/groß
Möhnetalsperre	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	3,3	12,6	0,259	mittel/groß
Stausee Oberwald	Ca-reich	7	5+7	5	gleich	1,75	1,1	4,2	0,273	mittel/groß
RP-Talsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	4,7	17,0	0,276	mittel/groß
TS Cranzahl	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	2,9	10,5	0,279	mittel/groß
TS Dröda	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	3,7	13,1	0,285	mittel/groß
Fürwiggetalsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	2,7	9,3	0,290	mittel/groß
Förmitzalsperre	Ca-arm	9	8+9	8	milder	1,75	2,5	8,5	0,294	mittel/groß
Pumpspeicher Markersbach	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	4,6	15,5	0,300	mittel/groß
Ennepetalsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	3,8	12,2	0,311	mittel/groß
TS Klingenberg	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	5,1	15,1	0,339	mittel/groß

Wasserkörper	Ca-Typ	LAWA -Typ	PP- Subtyp bisher	PP- Subtyp neu	Referenz- trophie?	H/G- Grenze neu	VQ (m ⁻¹)	mittl. Tiefe (m)	VTQ (m ⁻²)	VTQ verbal
TS Zeulenroda	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	4,6	13,3	0,342	mittel/groß
Großer Brombachsee	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	3,9	10,8	0,361	mittel/groß
Innerstetalsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	5,0	13,9	0,362	mittel/groß
TS Hohenwarte	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	9,1	24,3	0,375	mittel/groß
Urftalsperre	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	8,2	21,1	0,389	mittel/groß
Diemeltalsperre	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	5,2	12,1	0,431	mittel/groß
TS Carlsfeld	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	2,2	5,0	0,444	mittel/groß
TS Rauschenbach	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	6,3	14,0	0,448	mittel/groß
TS Neunzehnhain 2	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	4,7	9,9	0,472	mittel/groß
TS Neustadt	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	4,4	8,9	0,492	mittel/groß
TS Werda	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	3,9	7,1	0,547	mittel/groß
TS Muldenberg	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	3,8	6,1	0,617	mittel/groß
Wuppertalsperre	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	8,0	11,3	0,708	mittel/groß
TS Heyda	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	4,4	5,3	0,830	mittel/groß
Edertalsperre	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	7,2	8,6	0,841	mittel/groß
Niddatalsperre	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	8,2	9,7	0,845	mittel/groß
TS Deesbach	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	14,2	15,8	0,899	mittel/groß
TS Stollberg	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	5,3	5,9	0,902	mittel/groß
TS Hohenleuben	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	8,4	8,8	0,955	mittel/groß
Untreusee	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	7,8	7,2	1,078	mittel/groß
Vorbecken Obersee	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	13,9	11,5	1,211	mittel/groß
TS Erletor	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	12,3	9,6	1,280	mittel/groß
TS Lütsche	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	8,3	6,3	1,325	mittel/groß
TS Koberbach	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	9,2	6,5	1,415	mittel/groß
TS Weida	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	16,8	10,5	1,601	mittel/groß
SP Altenberg	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	7,6	4,2	1,8	mittel/groß
TS Falkenstein	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	14,6	7,9	1,8	mittel/groß
TS Malter	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	24,5	8,5	2,9	mittel/groß
Igelsbachsee	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	18,2	5,1	3,6	mittel/groß
TS Tambach-Dietharz	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	25,6	7,1	3,6	mittel/groß
TS Hasselvorsperre	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	26,9	5,9	4,6	mittel/groß
TS Rappbodevorsperre	Ca-arm	8	8.5	8	milder	1,75	39,8	5,7	7,0	mittel/groß
TS Lössau	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	57,5	4,4	13,1	mittel/groß
Eixendorfer See	Ca-arm	8	8+9	8	milder	1,75	76,4	5,4	14,2	mittel/groß
TS Kriebstein	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	149,1	8,8	16,9	mittel/groß
WSP Liebenstein Waldnaab	Ca-arm	9	8.5	8	milder	1,75	klein	7,4	--	mittel/groß
Rothsee	Ca-reich	5	5+7	5	gleich	1,75	groß	6,8	--	mittel/groß

Die typologische Einstufung des WSP Liebenstein-Waldnaab orientiert sich an der mittleren Tiefe von 7,4 m, welche unterhalb von der 8 m-Grenze liegt und der gemeldeten Verweilzeit von 40 Tagen, welche eine hohe Abflussspende und einen entsprechend hohen Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet erwarten lässt. Dies sollte von den Bearbeitern vor Ort jedoch nochmal geprüft werden, da der als "klein" gemeldete VQ bei der geringen Verweilzeit nicht ganz nachvollziehbar ist. (VQ konnte nicht nachberechnet werden, da EZG-Größe nicht gemeldet ist.)

5.1.4 Typologie von polymiktischen MG-Seen – Prüfung und Anpassung

Die Gruppe der polymiktischen Mittelgebirgsseen im Datensatz umfasst aktuell nur rund 26 Talsperren und Speicher, natürliche Seen sind nicht enthalten. Von diesen sind zehn als Ca-arm gemeldet und wurden bisher in dem eigenen Typ 6.2 bewertet. Die Referenztrophy bzw. die "sehr gut/gut"-Grenze dieses Typs lag gemäß bisherigem Verfahren im stark mesotrophen Bereich bei einem LAWA-Index von 2,25, die des Ca-reichen Typs bei 2,5.

Im Laufe des Praxistests wurde von den Anwendern angeregt, einen noch milder bewerteten Typ zu definieren. Dieser soll die in tieferen Lagen befindlichen Talsperren mit großen Einzugsgebieten und/oder kurzen Verweilzeiten enthalten. Auch sollten polymiktische Talsperren mit hoher Retentionsleistung wie z.B. Hochwasserschutzsperrern weniger streng bewertet werden können. Des Weiteren wurde ein Flachseetypus – vergleichbar dem Tiefland-Seetyp 11.2 (mittlere Tiefe kleiner 3 m) – gewünscht, dessen Bewertungsmaßstäbe einer höheren Grundtrophy gerecht werden sollen.

Im Kap. 2.2.3 wurde bereits gezeigt, dass die Ca-armen polymiktischen Seen keine geringere Produktivität besitzen als die Ca-reichen und eine typologische Trennung für den Biomasse-Metric sowie die Lage der Referenztrophy nicht notwendig ist. Vielmehr besitzen diese Seen große Unterschiede in ihren VQ-Werten von 2 bis 200 m⁻¹. Die Verweilzeit liegt in der Regel unter einem Jahr, in fünf Seen unter 30 Tagen.

Nur bei wenigen der polymiktischen MG-Seen ist eine geringe Grundtrophy im mesotrophen Bereich anzunehmen. Vielmehr bedingen die Lage in großen Einzugsgebieten sowie die Funktion zum Hochwasserschutz oder zur Niedrigwasseraufhöhung, die insbesondere in der warmen Jahreszeit Pegelabsenkungen erfordern, eine oft erhöhte Grundtrophy. In den Talsperren mit sehr kurzen Verweilzeiten ist die Phytoplanktonentwicklung zeitweise oder ganzjährig durch die Aufenthaltszeit limitiert.

Um die Typologie in dieser sehr kleinen Seengruppe nicht unverhältnismäßig auszuweiten, wurde angelehnt an die Typableitung bei den geschichteten Mittelgebirgsseen (s. Kap. 5.1.2) wieder der Volumen-Tiefen-Quotient zur Identifikation der Seegruppen verwendet. Da diese Gruppe fast ausschließlich aus mäßig bis stark degradierten Seen besteht, kann sich die Ableitung von Grenzwerten für die Typologie an den bestehenden Datensätzen und der Expertenmeinung aus den Bundesländern zum Degradationsgrad der Seen orientieren. Des Weiteren wurden die Grenzen für die mittlere Tiefe aus LAWA (2001) berücksichtigt, welche bei den polymiktischen Talsperren bei 2,5 und 4,5 m liegen. Huminstoff-geprägte Seen liegen in der Gruppe nicht vor und eine diesbezügliche Berücksichtigung oder Diskussion kann deshalb entfallen.

Bei den Stammdaten einiger Seen stellt sich die Frage, ob die Einzugsgebietsgrößen stimmen oder Überleitungen berücksichtigt wurden. In Falle einer Überleitung ist zu beachten, dass ein Großteil der Stoffretention aus dem Einzugsgebiet der vorgeschalteten Talsperre in dieser bereits stattgefunden hat. In anderen Fällen existieren Überleitungen aus stärker belasteten Stauseen wie z.B. beim Kleinen Brombachsee, der eine Überleitung aus dem poly- bis hypertrophen Altmühlsee erhält. Er selbst fungiert als Vorsperre für den Großen Brombachsee, dem er einen Teil der Belastung als Retentionsfalle wiederum ersparen kann. Ein weiterer komplizierter Fall ist die Affolderner Talsperre, welche als Unterbecken für die Edertalsperre und für zwei Pumpspeicherwerke genutzt wird. Für diese das komplette Einzugsgebiet der Edertalsperre anzusetzen, ist sicherlich nicht stimmig bzw. führt wie bei den oben genannten Beispielen zu VQ-Werten, die für die potenzielle Trophy des Sees keine Aussagekraft besitzen. Die Ermittlung der Referenztrophy ist demnach in der hier vorliegenden Gruppe der polymiktischen Mittelgebirgstalsperren eine komplexe Aufgabe.

Auf Basis insbesondere von grafischen Analysen wird eine Grenzlegung bei den VTQ-Werten von 2 und 6 m⁻² vorgeschlagen.

Aus den vorgeschlagenen Typgrenzen ergeben sich drei Typen für die polymiktischen Mittelgebirgsseen (s. Tabelle 25):

Gruppe 1, VTQ bis 2 m⁻²: in der Regel tiefere polymiktische See mit mittleren Tiefen von 5-8 m und VQ-Werten bis etwa 10 m⁻¹.

Gruppe 2, VTQ von 2-6 m⁻²: in der Regel Seen mit mittleren Tiefen zwischen 2 und 6 m und VQ-Werten zwischen 10 und 20 m⁻¹.

Gruppe 3, VTQ größer 6 m⁻²: sehr flache Seen mit mäßig bis hohen VQ-Werten sowie weniger flache Seen mit VQ-Werten größer 35 m⁻¹. In dieser Gruppe sind die Talsperren mit Verweilzeiten kürzer als 30 Tage enthalten.

Die neue Grenzziehung innerhalb der polymiktischen Mittelgebirgsseen hat den Vorteil, dass sie aufgrund des neu gewählten Typologiekriteriums "Volumen-Tiefen-Quotient" in der milder zu bewertenden Gruppe 3 Seen mit hoher Grundtrophie vereint, welche entweder sehr flach oder durch relativ große Einzugsgebiete stark belastet sind (s. Tabelle 26).

Tabelle 25: Neue Seetypen in der Gruppe der **polymiktischen Mittelgebirgsseen**, deren Abgrenzung gemäß VTQ-Kriterium (s. Kap. 0) sowie sehr gut/gut-Grenze (H/G) und trophischer Referenzwert.

PP-See-Subtyp neu	VTQ (Volumen-Tiefen-Quotient) (m ⁻²)		H/G-Grenze (LAWA-Index)	trophischer Referenzwert (LAWA-Index)
	Ca-arme und reiche Seen			
6.1	klein	≤ 2	2,25	1,75
6.2	mittel	2 - 6	2,50	2,00
6.3	groß	> 6	2,75	2,25

PP = Phytoplankton

5.1.5 Fazit zur Typologie der polymiktischen MG-Seen und Umgruppierung

Bisher war eine Gruppierung nach Ca-Gehalt durchgeführt worden, wobei die Ca-reichen dem Subtyp 6.1 und die Ca-armen dem Subtyp 6.2 zugeordnet waren. **Die bisherigen Gruppen werden aufgelöst.** Die neu gebildeten VTQ-Seegruppen (Tabelle 25) sind im Seetypenschema nach MATHES *et al.* (2002) nicht vorgesehen. Innerhalb des polymiktischen Seetyps 6 wird eine Nummerierung nach steigender Referenztrophie vorgeschlagen (s. Tabelle 25). Die früheren Bezeichnungen werden dabei aus Gründen einer gewissen Logik in der Typologie wieder mitverwendet, haben aber eine andere Bedeutung. Hier ist bei der Umtypisierung in den Datenhaltungen besondere Sorgfalt geboten, da die neuen Typen evtl. zwar gleich heißen aber einen anderen Bewertungshintergrund besitzen.

Dabei gilt: Mit steigendem VTQ (höherer VQ und/oder kleinere mittlere Tiefe) erhöht sich die Grund- oder Referenztrophie der Seen und die Nummerierung steigt an von Typ 6.1 bis 6.3. Dieses Vorgehen entspricht der PP-Typen-Terminologie im Tiefland, wo z.B. im Seetyp 10 der Subtyp 10.1 im Grundzustand mesotroph 1 (LAWA-Index 2,0) und der Subtyp 10.2 mesotroph 2 (LAWA-Index 2,25) ist.

Die Tabelle 25 enthält alle bisher im Datensatz aufgenommenen polymiktischen MG-Seen, deren LAWA-Typ, den bisherigen und den neuen nach VTQ ermittelten Phytoplanktonsubtyp. Die Änderungen sind farblich hervorgehoben und ergeben sich analog zu den geschichteten Seen durch den Wechsel des Typisierungskriteriums Ca-Gehalt zu VTQ.

Von 26 im Datensatz enthaltenen Seen erhalten 18 eine neue Typzuordnung. Diese Änderungen müssen in den Seen-Stammdaten nachgeführt werden. Sechs der 26 Seen werden ebenso streng wie bisher bewertet, 5 strenger und 15 milder (s. Tabelle 26).

Tabelle 26: Zuordnung der **polymiktischen MG-Seen** zu den "neuen" VTQ-Typen im Vergleich zur bisherigen Typisierung nach HOEHN *et al.* (2009) sowie mittlere Tiefe, VQ und die neue H/G-Grenze nach Tabelle 25. Sortierkriterium VTQ. **orange unterlegt** = Änderung im Typ oder strengere Bewertung; **grünlich unterlegt** = mildere Bewertung.

Wasserkörper	Ca-Typ	LAWA-Typ	PP-Subtyp bisher	PP-Subtyp neu	Referenz-trophie?	Referenz-trophie LAWA-Index	VQ (m ⁻¹)	mittl. Tiefe (m)	VTQ (m ⁻²)	VTQ verbal
Kleiner Brombachsee	Ca-reich	6	6.1	6.1	strenger	2,25	2,1	4,9	0,4	klein
Krombachtalsperre	Ca-arm	--	6.2	6.1	gleich	2,25	2,9	4,7	0,6	klein
Dreifelder Weiher	Ca-arm	--	6.2	6.1	gleich	2,25	2,7	3,0	0,9	klein
Unterer Großhartmannsdorfer Teich	Ca-reich	6	6.1	6.1	strenger	2,25	2,4	2,3	1,0	klein
TS Bautzen	Ca-reich	6	6.1	6.1	strenger	2,25	7,9	7,4	1,1	klein
Twistetalsperre	Ca-reich	6	6.1	6.1	strenger	2,25	13,7	7,4	1,9	klein
TS Schömbach	Ca-reich	6	6.1	6.1	strenger	2,25	10,7	5,7	1,9	klein
Driedorfer Talsperre	Ca-arm	--	6.2	6.2	milder	2,50	17,7	6,1	2,9	mittel
Antriftalsperre	Ca-reich	6	6.1	6.2	gleich	2,50	19,6	6,4	3,1	mittel
TS Quitzdorf	Ca-reich	6	6.1	6.2	gleich	2,50	9,3	2,6	3,6	mittel
Heisterberger Weiher	Ca-arm	--	6.2	6.2	milder	2,50	11,6	3,0	3,9	mittel
Aartalsperre	Ca-reich	6	6.1	6.2	gleich	2,50	19,3	4,2	4,6	mittel
Wiesensee	Ca-arm	--	6.2	6.2	milder	2,50	10,6	1,9	5,5	mittel
Affolderner Talsperre	Ca-reich	6	6.1	6.2	gleich	2,50	17,1	3,0	5,7	mittel
TS Wendefurth	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	36,2	5,4	6,7	groß
TS Pirk	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	47,5	5,8	8,2	groß
Nieder-Mooser See	Ca-arm	--	6.2	6.3	milder	2,75	12,9	1,5	8,6	groß
Seeweiher Waldernbach	Ca-arm	--	6.2	6.3	milder	2,75	19,2	1,9	10,1	groß
Haunetalsperre	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	26,8	1,9	14,1	groß
TS Ratscher	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	55,6	3,8	14,5	groß
Ober-Mooser See	Ca-arm	--	6.2	6.3	milder	2,75	10,6	0,7	15,1	groß
Altmühlsee	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	37,6	2,0	18,8	groß
TS Königshütte	Ca-arm	--	6.2	6.3	milder	2,75	106,0	4,5	23,6	groß
Kinzigtalsperre	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	87,1	3,7	23,7	groß
Marbachtalsperre	Ca-arm	--	6.2	6.3	milder	2,75	79,2	3,2	24,8	groß
Perftalsperre	Ca-reich	6	6.1	6.3	milder	2,75	206,1	3,0	68,7	groß

5.1.6 Neue Typologie im Mittelgebirge - Zusammenfassung

Durch die Einführung des Volumen-Tiefen-Quotients (VTQ) in der Mittelgebirgstypologie konnte die mittlere Tiefe als Trophie-relevantes Argument zur Entscheidung über den Referenzzustand von Seen zusätzlich zum Volumenquotient mitberücksichtigt werden. Die bisher nach dem Calcium-Kriterium festgelegten Typgruppen 5+7 und 8+9 werden aufgelöst und die Referenztrophie orientiert sich nicht mehr an der Zugehörigkeit zu einer "Calcium-Gruppe" (kleiner/größer 15 mg/L) sondern am Volumenquotient (VQ) (vgl. MATHES *et al.* 2002) und an der mittleren Tiefe (LAWA 2001).

Tabelle 27: Bisherige Seetypen nach MATHES *et al.* (2002) und neue Seetypen in der Gruppe der **Mittelgebirgsseen**, deren Abgrenzung gemäß VTQ-Kriterium, die Hilfskriterien VQ, mittlere Tiefe und Wasserverweilzeit sowie die sehr gut/gut-Grenze (H/G) in der Einheit des LAWA-Index. grün unterlegt = neue Typ-relevanten Kriterien; rötlich unterlegt = Hilfskriterien, zur Anwendung bei Fehlen von relevanten Kriterien.

LAWA-Seetyp MATHES	Phytoplankton-Subtyp neu	Calcium-Gehalt	Schichtung	VTQ-Grenzen (m ⁻²)	H/G-Grenze	VQ-Grenzen (m ² /m ³ → m ⁻¹) Hilfsgröße	mittlere Tiefe (m) Hilfsgröße	Wasserverweilzeit Hilfsgröße
Ca-reiche geschichtete Seen								
5	5	Ca-reich	gesch	> 0,18	1,75	> 1,5	< 8 m	
7	7			≤ 0,18	1,50	< 1,5	> 8 m	
Ca-arme geschichtete Seen*								
8	8*	Ca-arm	gesch	> 0,18	1,75	> 1,5	< 8 m	
9	9*			≤ 0,18	1,50	< 1,5	> 8 m	
Polymiktische Seen								
6	6.1	Ca-reich und Ca-arm	poly	≤ 2	2,25	< 10	> 5 m	0,5-1 a
	6.2			2 – 6	2,50	10 – 20	2 – 5 m	0,1 – 0,5 a
	6.3	> 6		2,75	> 20	< 2 m	3-30 d	

* Die Bewertung der Huminstoff-geprägten Seen erfolgt je nach VTQ im Seetyp 8 oder 9.

Die Gruppe der Huminstoff-geprägten Seen konnte nach aktueller Überarbeitung der Metrics insbesondere des Algenklassen-Metrics aufgelöst werden und die Braunwasserseen können entsprechend ihres VTQ-Typs wie die Seetypen 8 und 9 bewertet werden (s. hierzu Kap. 5.1.1).

Für die Gruppe der polymiktischen Seen konnte der Algenklassen-Metric in einer Form überarbeitet werden, dass keine Unterscheidung zwischen Ca-armen und –reichen Seen mehr erfolgen muss. Für die Anwendung des PTSI ist ohnehin keine Unterscheidung des Ca-Typs notwendig.

Zur übergangsweisen Anwendung der bereits veröffentlichten H & O-Werte (OGEWV 2011), ARLE *et al.* 2010), RIEDMÜLLER *et al.* 2010) (s. Kap. 4.4) sei Folgendes angemerkt: Die veröffentlichten TP-Grenzwerte bzw. Grenzbereiche können im Wesentlichen auf die neuen Seetypen/Typgruppen entsprechend ihrer H/G-Grenze übertragen werden, d. h.

für den neuen MG-Seesubtyp...	mit der H/G-Grenze	gelten die veröffentlichten H & O-Werte für ..
Seetyp 7 und 9	1,50	Typgruppe "8+9"
Seetyp 5 und 8	1,75	Typgruppe "5+7"
Seesubtyp 6.1	2,25	Seesubtyp 6.2 alt
Seesubtyp 6.2	2,50	Seesubtyp 6.1 alt
Seesubtyp 6.3	2,75	Seesubtyp neu, noch keine entsprechenden Grenzwerte

Eine entsprechende Überarbeitung und Veröffentlichung der H & O-Werte ist in Kürze geplant.

5.2 Prüfung der Metrics bei den Mittelgebirgstypen

5.2.1 Validierung und Anpassung des Biomasse-Metrics

Die Rückmeldung aus den Bundesländern ergab keine direkten Kritikpunkte an der Kalibration des Biomasse-Metrics oder seiner Einzelkomponenten (= Submetrics → BV, Chl a-Saisonmittel, Chl a-Jahresmaximum). Am Gesamtentwurf des MG-Moduls wurde jedoch der Mangel eines Flachsee- sowie eines Flussee-Typus beklagt und eine diesbezügliche Prüfung gewünscht. Die in Kap. 5.1.2 und 0 entworfene, etwas abgeänderte Typologie nach dem VTQ-Kriterium wird den genannten Wünschen gerecht und erreicht die Schaffung eines dritten Typs bei den polymiktischen Seen mit etwas abgemilderter Bewertung.

Die Anwendung der bisherigen Biomassebewertung für die **geschichteten Seen** auf den Praxistest-Kalibrationsdatensatz ergab hinsichtlich der Kalibrationskenngröße ÖQ Gesamtphosphor (berechnet aus TP-Index neu und trophischem Referenzwert) eine relativ große Streuung der Einzelergebnisse zu den linearen Kurvenanpassungen (s. Abb. 38). Die größte Streuung weist der BV-Metric und die geringste die Chl a-Bewertung auf. Alle Kalibrationen zeigen eine Schiefelage zur ÖQ-TP (s. lineare Kurvenanpassungen in Abb. 38), wobei bei geringeren TP-Belastungen zu schlechte und bei höheren TP-Werten zu gutmütige Bewertungen ermittelt werden.

Die Bewertung des Chl a-Maximums ist durchweg einerseits zu gutmütig und andererseits werden zu viele "Nullwerte" (ÖQ = 0,5) auch noch bei relativ hohen TP-Werten d.h. Belastungen ermittelt. Für diesen Submetric sollten in der Überarbeitung strengere Klassengrenzen sowie ggf. eine enger gefasste Ausschlussbedingung festgelegt werden. Bisher musste das Chl a-Maximum das 1,25fache des Saisonmittels betragen, um gewertet zu werden. Möglicherweise muss diese Grenze angehoben werden, um die Anzahl der Fälle einer Wertermittlung von 0,5 zu verringern.

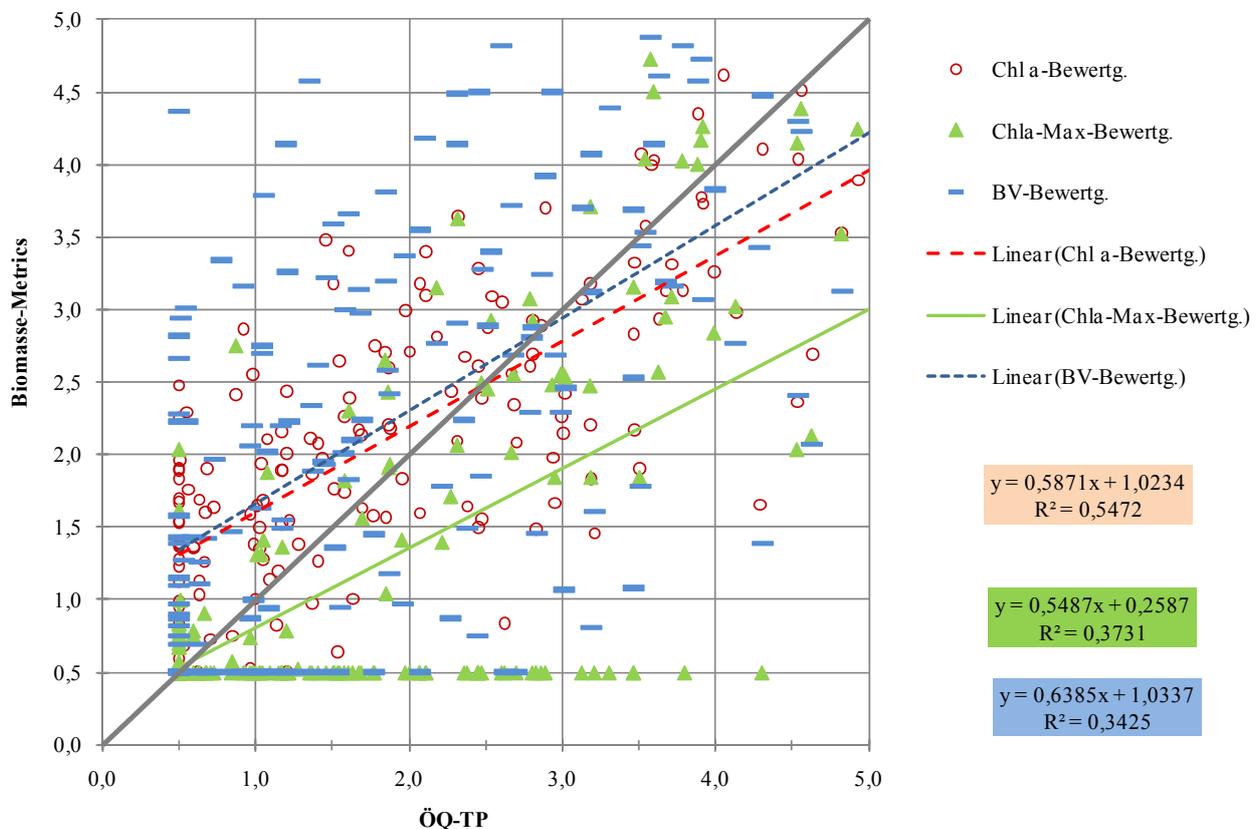


Abb. 38: Bisherige Bewertung der **geschichteten MG-Seen** im **Biomasse-Metric** mit den Einzelmetrics im Vergleich zur ökologischen Qualität gemäß TP-Konzentrationen im Saisonmittel.

Der Praxistest des bisherigen Verfahrens bei den **polymiktischen Seen** ergab folgende Verbesserungsmöglichkeiten (s. Abb. 39):

- Anpassung der Kalibration aller Submetrics auf eine etwas gutmütigere Bewertung für die besseren Seen dieser Gruppe.
- Etwas strengere Bewertung von stärker degradierten Seen.

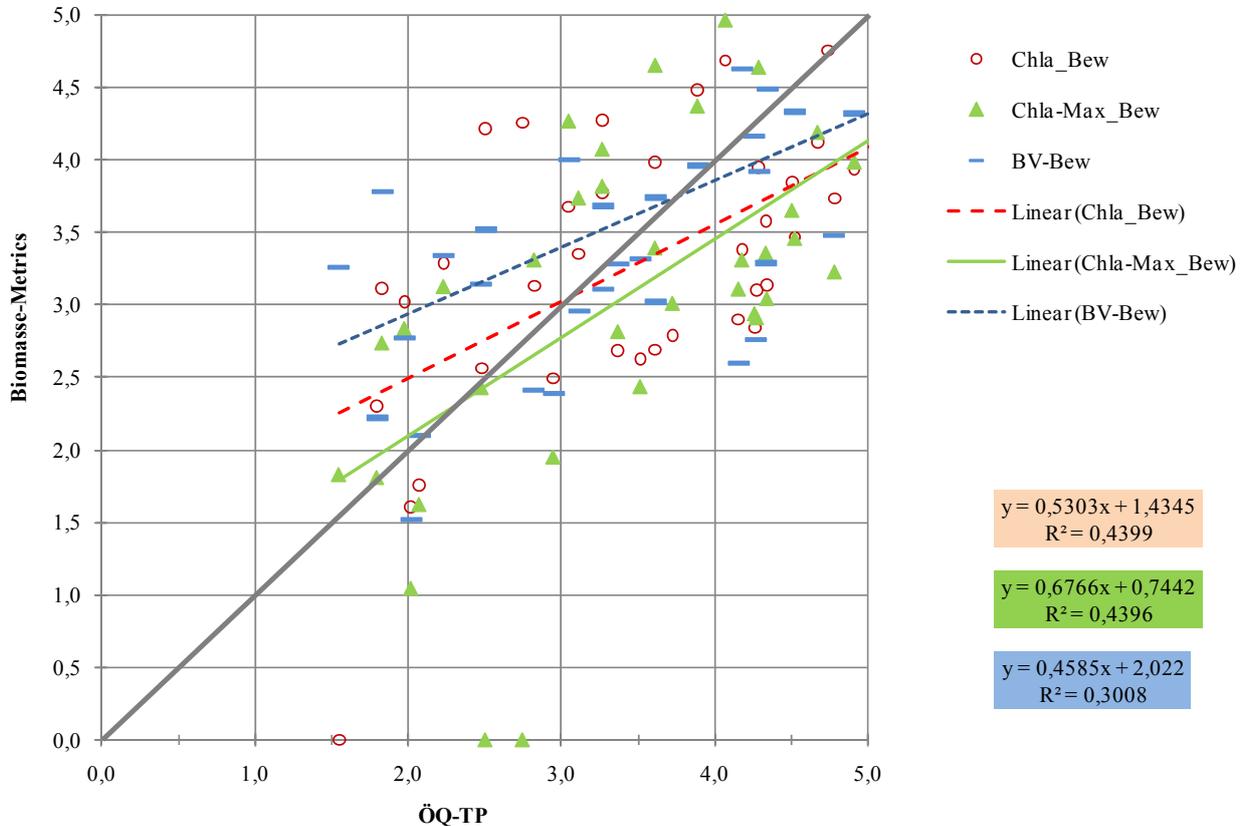


Abb. 39: Bisherige Bewertung der **polymiktischen MG-Seen** im **Biomasse-Metric** mit den Einzelmetrics im Vergleich zur ökologischen Qualität gemäß TP-Konzentrationen im Saisonmittel.

Für den Anpassungsbedarf im **Biomasse-Metric für alle MG-Seetypen** ergeben sich aus den oben genannten Aspekten folgende Konsequenzen:

- Keine unterschiedliche Bewertung mehr nach Ca-Gehalt der Seen sondern "Umschichtung" nach VTQ-Typen.
- Erweiterung bei den polymiktischen Seen um den 3. Typ mit großem VTQ.
- Verbesserung des Submetrics Chl a-Maximum bei den geschichteten Seen.
- Anpassung der Kalibration zu einer strengeren Bewertung bei höheren Degradationsgraden insbesondere für die Submetrics BV und Chl a bei geschichteten und polymiktischen Seen.
- Anpassung der Kalibration zu einer milderen Bewertung bei polymiktischen Seen mit geringem Degradationsgrad.

In der Überarbeitung der Submetrics für die **geschichteten Seen** konnten insbesondere die Kalibration für das Chla-Maximum sowie die Steigung aller linearen Kurvenanpassungen verbessert werden (s. Abb. 40). Der Submetric Biovolumen besitzt die größte Streuung, selbst die Bewertung des Chl a-Jahresmaximums weist eine deutlich geringere Streuung als der BV-Metric auf.

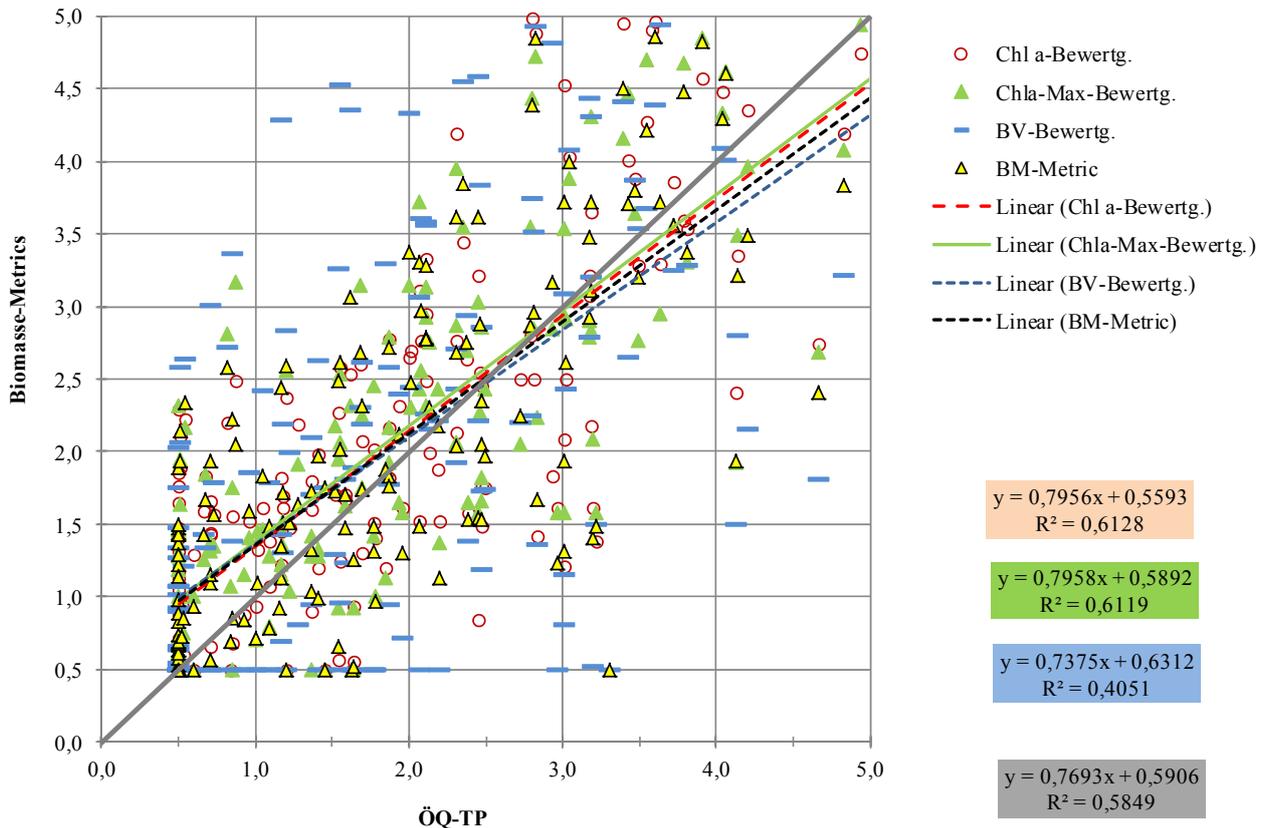


Abb. 40: Neue Bewertung der **geschichteten MG-Seen** im **Biomasse-Metric** mit den Einzelmetrics im Vergleich zur ökologischen Qualität gemäß TP-Konzentrationen im Saisonmittel unter Berücksichtigung der VTQ-Typen.

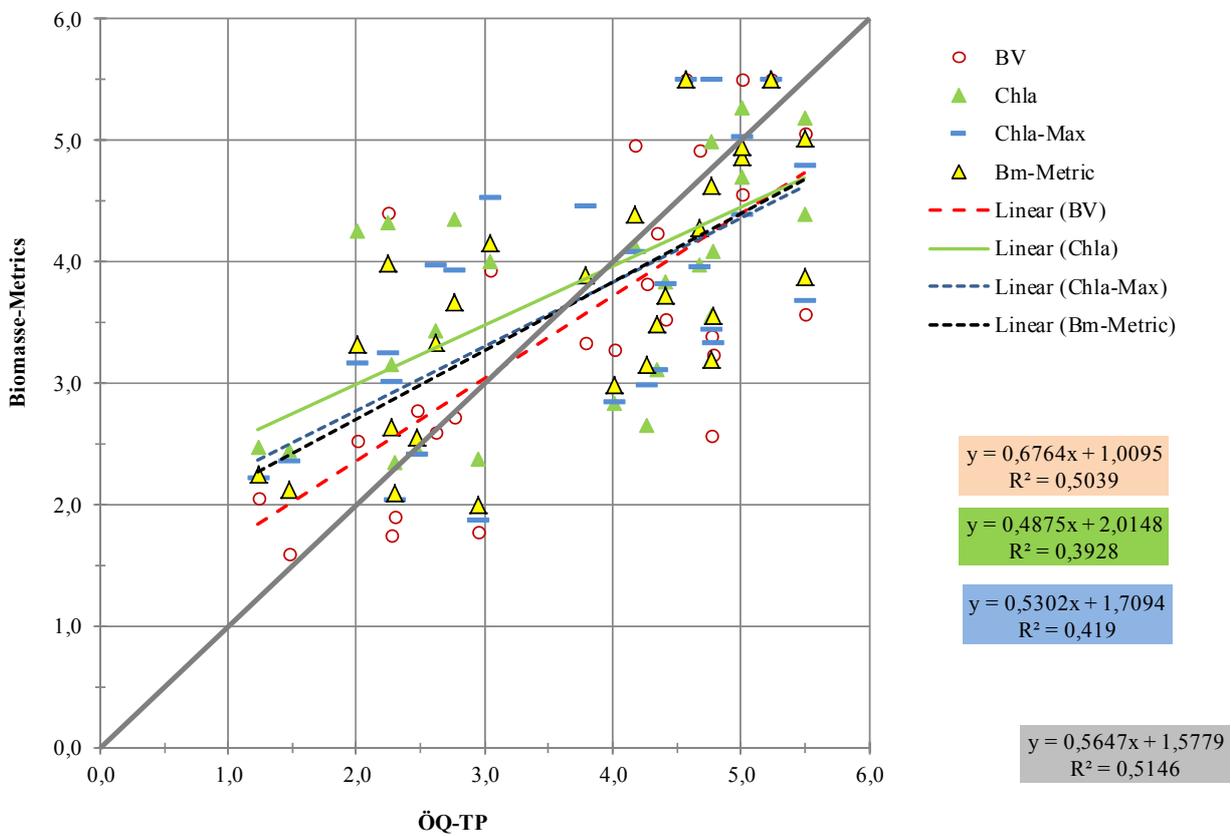


Abb. 41: Neue Bewertung der **polymiktischen MG-Seen** im **Biomasse-Metric** mit den Einzelmetrics im Vergleich zur ökologischen Qualität gemäß TP-Konzentrationen (Saisonmittel) unter Berücksichtigung der VTQ-Typen.

Die Anpassung der Kalibration für **polymiktische Seen** ist nach wie vor aufgrund der relativ kleinen Stichprobe sowie der großen Variabilität der darin enthaltenen Seen komplex (s. Abb. 41). Seen mit kurzer Verweilzeit und deshalb verringerter Phytoplanktonbiomasse wurden aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt. Unter den verbliebenen, z.T. stark eutrophen Seen bleibt die Biomasse oftmals auch etwas unterhalb der Erwartung. Die in Abb. 41 dargestellte Kalibration weist im aktuellen, sehr heterogenen Datensatz die bestmögliche Ausmittelung auf.

Gemäß der Lage der Referenztrophy konnten für die beiden VTQ-Typen der geschichteten und die polymiktischen Seen mit kleinem und mittlerem VTQ im Prinzip die bisherigen Anpassungen für die Typen 8 + 9 und 5 + 7 sowie 6.2 und 6.1 verwendet werden. Diese wurden entsprechend der festgestellten Mängel mit dem neuen Kalibrationsdatensatz des Praxistests nochmals deutlich verbessert (s. Abb. 40) und die Bewertungsfunktionen für den dritten polymiktischen VTQ-Typ ergänzt. Das Ergebnis mit allen veränderten und validierten Bewertungsfunktionen und Klassengrenzen ist in Tabelle 28 und Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 28: Neue seetypspezifische Grenzwerte der Bewertungsklassen für **alle Mittelgebirgsseen** für das Gesamtbiovolumen- und Chlorophyll a- Saisonmittel und die maximale Chlorophyll a-Konzentration im Jahr. unbefr.: unbefriedigend; BV = Biovolumen.

Phytoplankton-Seesubtyp	Parameter	Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen			
		sehr gut/gut	gut/mäßig	mäßig/unbefr.	unbefr./schlecht
Ca- arme und reiche geschichtete Mittelgebirgsseen					
7 und 9	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	0,8	1,4	2,5	4,5
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	3,0	5,4	9,7	17,0
	Chl a-Maximum (µg/L)	5,5	10,6	20,5	38,6
5 und 8	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	1,1	1,9	3,5	6,2
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	4,0	7,2	13,0	23,0
	Chl a-Maximum (µg/L)	7,6	14,7	28,5	54,2
polymiktische Mittelgebirgsseen					
6.1	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	1,9	3,4	5,5	8,6
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	6,3	11,5	19	34
	Chl a-Maximum (µg/L)	11	23	44	84
6.2	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	2,5	4,2	6,9	11,4
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	8,4	14,7	26	45
	Chl a-Maximum (µg/L)	16	31	61	118
6.3	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	3,3	5,4	8,9	14,6
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	11,1	19,4	34	59
	Chl a-Maximum (µg/L)	22	43	85	166

Tabelle 29: Seetyp- und Parameter-abhängige **Bewertungsfunktionen** zur Ermittlung der Einzelindices des Biomasse-Metrics für **alle Mittelgebirgsseen**. $y = \text{ÖQ} \langle \text{jeweiliger Biomasse-Metric} \rangle$, $x = \text{jeweiliger Parameter}$.

Phytoplankton-Seesubtyp	Parameter	Bewertungsfunktion
Ca- arme und reiche geschichtete Mittelgebirgsseen		
7 und 9	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	$y = 1,6793 * \ln(x) + 1,9635$
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	$y = 1,7271 * \ln(x) - 0,4071$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,5366 * \ln(x) - 1,1267$
5 und 8	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	$y = 1,6841 * \ln(x) + 1,4139$
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	$y = 1,7129 * \ln(x) - 0,8799$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,5237 * \ln(x) - 1,5933$
polymiktische Mittelgebirgsseen		
6.1	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	$y = 1,9958 * \ln(x) + 0,1454$
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	$y = 1,7987 * \ln(x) - 1,8358$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,495 * \ln(x) - 2,1374$
6.2	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	$y = 1,9958 * \ln(x) - 0,3546$
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	$y = 1,7987 * \ln(x) - 2,3358$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,495 * \ln(x) - 2,6374$
6.3	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	$y = 1,9958 * \ln(x) - 0,8546$
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	$y = 1,7987 * \ln(x) - 2,8358$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,495 * \ln(x) - 3,1374$

5.2.2 Validierung und Anpassung des Algenklassen-Metrics in geschichteten MG-Seen

Zur Überprüfung des Algenklassen-Metrics in den Seetypen 5, 7, 8, 9 wurden zwei Methoden gewählt:

1. Prüfung der Bewertungsergebnisse nach bisherigem Verfahren gegenüber der Ökologischen Qualität (ÖQ) hinsichtlich Gesamtphosphor-Saisonmittel (s. Kap. 4.3).
2. Erstellen einer Spearman-Rangkorrelations-Matrix aus den Kalibrationskenngrößen Gesamtphosphor-Index und BM-Index (s. Kap. 4.3) sowie der Biovolumina und Dominanzen (Saisonmittelwerte und Mittelwerte Juli-Oktober) der Algenklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae und Euglenophyceae zur Vorauswahl von indikativen Algenklassen.

5.2.2.1 Bisherige Algenklassenbewertung im Praxistest

Ca-reiche geschichtete Seen, Seetyp 5 und 7

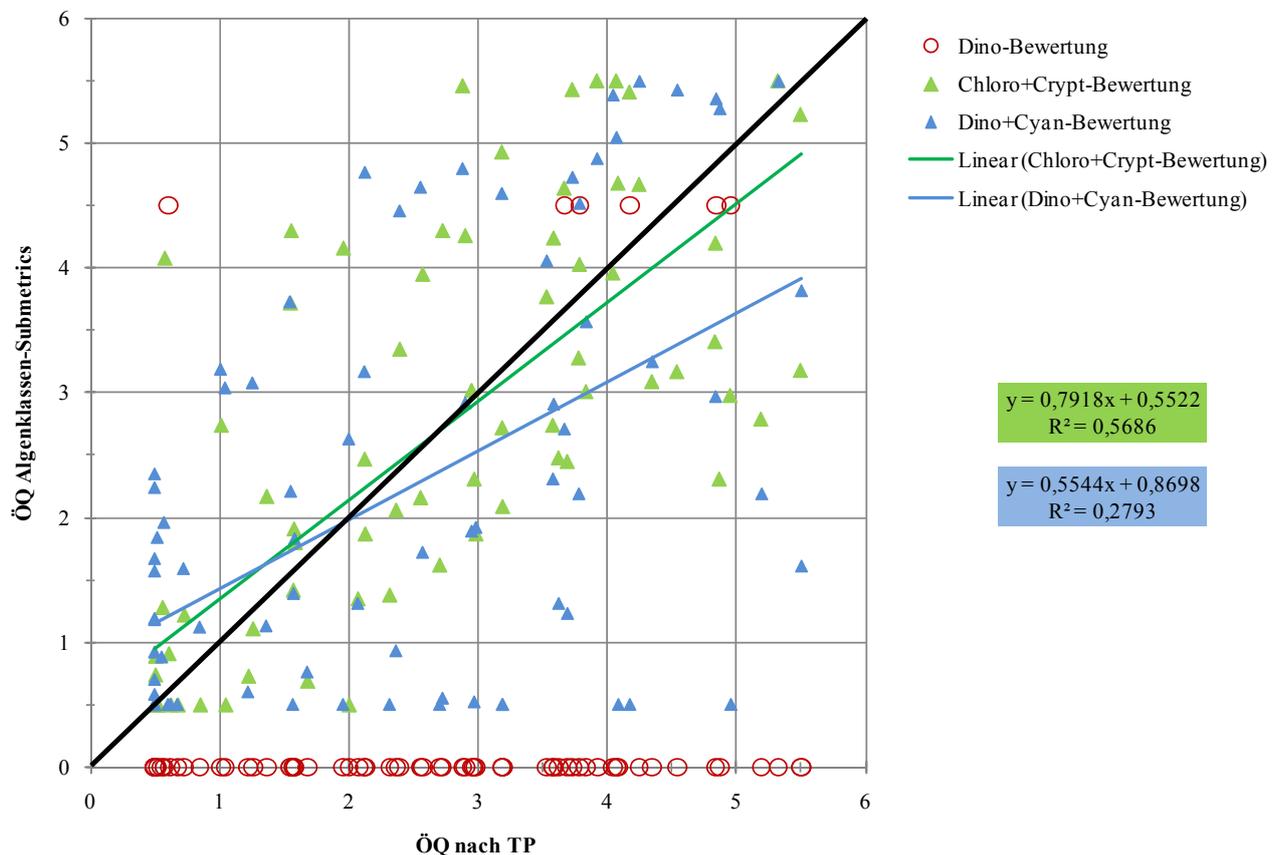


Abb. 42: Validierung der Algenklassenbewertungen entlang des ÖQ-TP (Berechnung s. Kap. 4.3) in Ca-reichen Mittelgebirgsseen (Seetyp 5 und 7). Kalibrationsdatensatz N = 81. Falls Dino-Bewertung = 0 → keine Wertung dieses Submetrics.

Für diese Seetypgruppe wurden bisher zwei "Doppel-Algenklassen-Submetrics" verwendet: Chloro- und Cryptophyceae sowie Dino- und Cyanophyceae. Daneben wird bei einem Vorkommen der Dinophyceae unter 2% Dominanz im Sommer (Juli-Okt.) die ÖQ 4,5 vergeben. Dies steht im Widerspruch zur Bewertung im Dino+Cyano-Metric, in dem hohe Biomassen von Dinophyceae schlecht bewertet werden.

Ergebnis der Validierung und Fazit für den Seetyp 5 und 7:

Während der Chloro+Crypto-Metric bei gut angepasster Kalibration eine relativ geringe Streuung zur TP-Kalibrationskenngröße ÖQ-TP aufweist, weicht die Regressionsgerade der Punktwolke Dino+Cyano etwas mehr von der Ausgleichsgeraden ab und die Streuung ist deutlich höher. Das "Anspringen" des Dinophyceae-Einzelmetrics führt in den wenigen Bewertungsfällen zu einem einigermaßen plausiblen Ergebnis.

Beim Dino+Cyano-Metric sollten Verbesserungen oder eine Trennung der Algenklassen sowie eine Verschiebung der Kalibration versucht werden. Die Kalibration des Chloro+Crypto-Metric zur TP-Kenngröße ist in Ordnung. Möglicherweise könnten die beiden Algenklassen getrennt voneinander als gleichwertige Submetrics verwendet werden.

Ca-arme geschichtete Seen, Seetyp 8 und 9

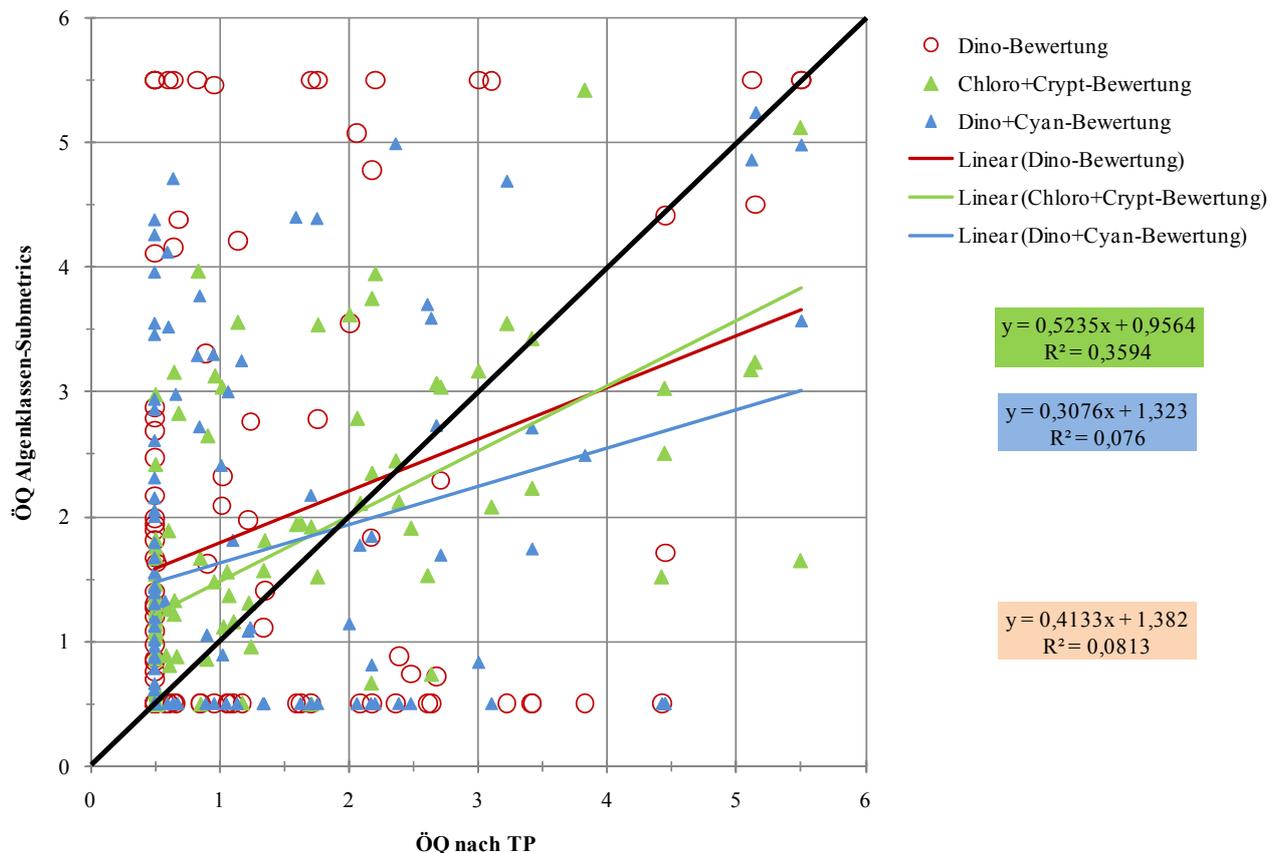


Abb. 43: Validierung der **Algenklassenbewertungen** entlang der typspezifisch abgeleiteten ökologischen Qualität des Gesamtphosphor-Saisonmittels (Berechnung s. Kap. 4.3) in **Ca-armen Mittelgebirgsseen** des Seetyps 8 und 9. Kalibrationsdatensatz, N = 106. Falls Dino-Bewertung = 0 → keine Wertung dieses Submetrics.

Die kontinuierliche Bewertung der Dinophyceae, welche bei zunehmender Dominanz eine Verbesserung des ökologischen Zustands annimmt, bewertet viele nährstoffarme Seen zu schlecht. Auf der anderen Seite treten über eine weite TP-Spanne hinweg hohe Dinophycean-Dominanzen auf, welche teilweise unverdient mit "sehr gut" bewertet werden. Eine ähnliche Situation zeigt sich beim Dino+Cyano-Metric.

Die Streuung der Bewertungsergebnisse des Chloro+Crypto-Biovolumens ist dagegen etwas geringer. Allerdings ist die Kalibration – Steigung der linearen Kurvenanpassung im Vergleich zur Ausgleichsgeraden – zu flach.

Ergebnis der Validierung und Fazit für den Seetyp 8 und 9:

Eine kontinuierliche Bewertung mit dem Dinophyceen- sowie dem Dino+Cyano-Metric weist zu viele Fehlbewertungen auf. Möglicherweise kann hier eine Beschränkung der Bewertung auf bestimmte Dominanz- bzw. Biovolumenbereiche eine Verbesserung bringen. Die Bewertung mit dem Biovolumen der Chloro- und Cryptophyceae scheint möglich, hier sind jedoch Anpassungen in der Kalibration notwendig.

5.2.2.2 Spearman-Rangkorrelation zwischen Trophie-Kenngrößen und Algenklassen

Tabelle 30: Spearman-Rangkorrelation und deren Koeffizienten (paarweiser Vergleich der Parameter, Statistikprogramm SPSS 11.0.0) zwischen Trophiekenngrößen von **geschichteten Mittelgebirgsseen** und dem Vorkommen von **Algenklassen** im Saisonmittel sowie im Mittel der Monate Juli bis Oktober. (Irrtumswahrsch.= Irrtumswahrscheinlichkeit, grün unterlegt = Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,001 und Korrelationskoeffizient > 0,40, Anzahl der berechneten Wertepaare zwischen 185 und 189, Datengrundlage Kalibrationsdatensatz gesch MG-Seen).

Kalibrationskenngrößen versus...	Bacillariophyceae		Chlorophyceae		Chryso-phyceae		Cryptophyceae		Cyano-bacteria		Dino-phyceae		Eugleno-phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
Zeitraum	Saisonmittelwert													
TP-Index	0,40	-0,04	0,59	0,25	-0,17	-0,59	0,79	0,35	0,59	0,50	-0,05	-0,43	0,37	0,32
Irrtumswahrsch.	0,000	0,556	0,000	0,000	0,021	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,483	0,000	0,000	0,000
Biomasse-Index	0,69	0,13	0,62	0,10	-0,05	-0,68	0,81	0,02	0,66	0,49	0,09	-0,48	0,38	0,25
Irrtumswahrsch.	0,000	0,078	0,000	0,163	0,539	0,000	0,000	0,788	0,000	0,000	0,245	0,000	0,000	0,001
Zeitraum	Mittelwert von Juli bis Oktober													
TP-Index	0,30	-0,10	0,54	0,19	-0,36	-0,59	0,70	0,11	0,58	0,53	-0,09	-0,44	0,35	0,28
Irrtumswahrsch.	0,000	0,191	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000	0,115	0,000	0,000	0,205	0,000	0,000	0,000
Biomasse-Index	0,57	0,08	0,60	0,06	-0,22	-0,62	0,73	-0,22	0,60	0,50	0,01	-0,50	0,35	0,27
Irrtumswahrsch.	0,000	0,290	0,000	0,442	0,003	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,904	0,000	0,000	0,000

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der "Algenklasse" je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der "Algenklasse" je Zeitraum.

Für die weiteren Analysen in Kap. 5.2.2.3 wurden nur diejenigen Algenklassen bzw. Kenngrößen geprüft, die in den Spearman-Korrelationsanalysen als höchst signifikant und mit Korrelationskoeffizienten > 0,4 selektiert wurden (s. grüne Felder in Tabelle 30). Von diesen wurde jeweils die höher korrelierte Abundanzkenngröße (Biovolumen oder Dominanz %) ausgewählt. Hinsichtlich des Betrachtungszeitraums Saisonmittelwert oder Sommermittelwert von Juli-Oktober wurde noch keine Auswahl vorgenommen, so dass die Tests beide Kenngrößen enthalten.

5.2.2.3 Analysen zur Eignung von Algenklassensubmetrics und Ergebnisse

Zur Bewertung des Vorkommens von Algenklassen wurden die im Vorfeld in Kap. 5.2.2.2 selektierten (grün unterlegten) Algenklassen und Kenngrößen vor allem in Grafiken und Regressionen getestet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 31 zusammen gefasst. Die Reaktion der Algenklassen im Trophiespektrum ist in Ca-armen Seen deutlich anders als in Ca-reichen Seen. Innerhalb der Ca-armen Seen ist die Trophieklassifikation mit Algenklassen in der Gruppe der Huminstoffseen besonders problematisch und nochmal verschieden von den reinen Seetypen 8 und 9. Nach wiederholten Tests und zahlreichen Validierungsläufen konnten Klassifikations- und Bewertungsformeln gefunden werden, welche auch für die Huminstoff-geprägten Seen verwendet werden können. Eine gesonderte Berücksichtigung der Braunwasserseen ist demnach nicht notwendig (vgl. Kap. 5.1.1).

Die Neu-Kalibrierung wurde der Einfachheit halber mit einer Trophieklassifizierung der Algenklassen, d.h. der Korrelationen und Regressionen zum TP-Index und Biomasse-Index, durchgeführt und nicht mit Bewertungsergebnissen und entsprechenden Kenngrößen. Im Nachgang wurden dann die Bewertungsfunktionen für die einzelnen Subtypen unter Berücksichtigung der trophischen Referenzwerte angepasst (s. Abb. 37 bis Abb. 39). Die in diesem Zwischenschritt entstandenen Trophieklassengrenzen und Formeln (s. Tabelle 33 und Tabelle 34) können demnach zur Trophie-Klassifizierung in den entsprechenden Seetypen verwendet werden.

Tabelle 31: Getestete Algenklassen-Metrics für **Ca-reiche, geschichtete Mittelgebirgsseen (Seetyp 5 und 7)**, deren Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Entscheidung für die zukünftige Bewertung.

Potenzieller Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren und Eignung nach Kap. 5.2.2.1	Eignung nach Test	Erläuterung
Chrysophyceae %	nein	ja	negative Korrelation
Dinophyceae %	Im Dino-Metric und mit BV im Dino-Cyano-Metric. Dino-Metric springt selten an (wenn, dann meist plausible Bewertung).	nein	negative Korrelation, Regressionen mit sehr geringem R ²
Dino+Chrysophyceae	nein	nein	prinzipiell möglich, da beide negativ korreliert, Dino verschlechtert Kurvenanpassungen
Cryptophyceae BV	im Chloro-Crypto-Metric	ja	positive Korrelation
Chlorophyceae BV	im Chloro-Crypto-Metric	ja	positive Korrelation
Crypto+ Chlorophyceae	ja, Kalibration ok, Streuung ok	nein	keine Verbesserung durch Zusammenlegen der AKs zu erreichen
Bacillariophyceae BV	nein	nein	Regressionen mit sehr geringem R ²
Cyanophyceae BV	im Dino-Cyano-Metric	ja, eingeschränkt	Bewertung auf BV > 0,3 mm ³ /L beschränkt
Dino-Cyanophyceae	ja, Kalibration ok, Streuung groß	nein	Dinophyceae sind zum TP negativ korreliert, Cyanophyceae positiv → gemeinsamer Metric nicht sinnvoll

Die Bacillariophyceae konnten in keiner der Seegruppen als trophieindikativ ermittelt werden (s. Tabelle 31 u. Tabelle 32). Bei diesen ist insbesondere die Artenzusammensetzung für die Trophieklassifikation aussagekräftig, nicht jedoch deren Vorkommen in der Gesamtsumme der Algenordnung.

In den Ca-armen und reichen Seen können sowohl die Crypto- als auch die Cyanophyceae zur Bewertung herangezogen werden (s. Tabelle 31). Bei den Ca-reichen Seen können zusätzlich die Chlorophyceae herangezogen werden, welche mit höherem Trophiestatus häufiger und biomasse-reicher werden. Für die Seetypen 8 und 9 ist die Gesamtdominanz der Dino+Chrysophyceae (s. Tabelle 32) bewertungsrelevant.

In den Analysen zu den Ca-armen Seen waren die Huminstoff-reichen Seen noch separat betrachtet worden (s. Tabelle 32). Die Zusammenlegung erfolgte erst bei der Validierung der Algenklassen-Submetrics und nach eigenen Analysen zur plausiblen Bewertung der Braunwasserseen in Kap. 5.1.1.

Tabelle 32: Getestete Algenklassen-Metrics, deren Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Entscheidung für die zukünftige Bewertung für die **Ca-armen, geschichteten Mittelgebirgsseen mit (Typ 8.5) und ohne Huminstoffprägung (Typen 8 und 9).**

Potenzieller Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren und Eignung nach Kap. 5.2.2.1	Eignung Typ 8+9	Eignung Typ 8.5	Erläuterung
Chrysophyceae %	nein	nein	nein	negative Korrelation, Regressionen mit sehr geringem R ²
Dinophyceae %	Im Dino-Metric und mit BV im Dino-Cyano-Metric. Dino-Metric springt selten an (wenn, dann meist plausible Bewertung).	nein	nein	negative Korrelation, Regressionen mit sehr geringem R ²
Dino+Chrysophyceae % (Saison vs. Juli-Oktober)	nein	ja	nein	negative Korrelation, bei 8+9 gute Ergebnisse mit Saisonmittel, bei 8.5 nicht
Cryptophyceae BV	im Chloro-Crypto-Metric	ja	ja	positive Korrelation, jeweils eigene Anpassungen
Chlorophyceae BV	im Chloro-Crypto-Metric	nein	nein	positive Korrelation, Regressionen mit sehr geringem R ²
Crypto+ Chlorophyceae BV	ja	nein	nein	keine Verbesserung durch Zusammenlegen der AKs zu erreichen
Bacillariophyceae BV	nein	nein	nein	Regressionen mit sehr geringem R ²
Cyanophyceae BV	im Dino-Cyano-Metric	ja, eingeschränkt	ja, eingeschränkt	Beschränkung auf BV > 0,4 mm ³ /L
Dino-Cyanophyceae	ja	nein	nein	keine Eignung, da gegenläufige Korrelationen

5.2.2.4 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertungsfunktionen

Tabelle 33: Trophieklassengrenzen für die neuen Algenklassen-Metrics in Ca-reichen und -armen geschichteten Mittelgebirgsseen. Dom. = Dominanz.

Ca-reiche geschichtete Mittelgebirgsseen (Seetyp 5+7)				
LAWA-Index	Chrysophyceae Dom. Saisonmittel %	Cryptophyceae BV Saisonmittel (mm³/L)	Chlorophyceae BV Saisonmittel (mm³/L)	Cyanophyceae BV Saisonmittel (mm³/L)
1,25	14,1	0,05	0,01	gilt erst > 0,3 mm ³ /L
1,50	9,0	0,07	0,02	
1,75	5,8	0,10	0,03	
2,00	3,7	0,14	0,05	0,33
2,25	2,4	0,19	0,08	0,55
2,50	1,5	0,26	0,13	0,91
2,75	1,0	0,36	0,21	1,5
3,00	0,6	0,50	0,34	2,5
3,25	gilt erst > 0,6 %	0,69	0,56	4,1
3,50		0,96	0,93	6,9
Ca-arme geschichtete Mittelgebirgsseen (Seetyp 8 und 9, inkl. Huminstoff-Seen)				
LAWA-Index	Chryso+Dinophyceae Dominanz Saisonmittel %	Cryptophyceae BV Saisonmittel (mm³/L)	Cyanophyceae BV Saisonmittel (mm³/L)	
1,25	25,6	0,04	gilt erst > 0,4 mm ³ /L	
1,50	17,6	0,05		
1,75	12,1	0,07		
2,00	8,3	0,09		
2,25	5,7	0,11	0,39	
2,50	3,9	0,15	0,70	
2,75	2,7	0,20	1,2	
3,00	1,9	0,26	2,2	
3,25	1,3	0,34	3,9	
3,50	0,9	0,45	7,0	

Für den Cyano-Metric war es für Plausibilität der Ergebnisse notwendig, ein Mindest-Biovolumen zu definieren, oberhalb dessen der Metric dann anspringt. Dies war notwendig, da es eutrophierte Gewässer gibt, die keine erhöhten Cyanophyceen-Biomassen aufweisen, was dazu führt, dass Der Cyano-Metric diese zu gut klassifiziert und bewertet.

Bei der Zusammenführung der Algenklassen-Submetrics der Typen 8 und 9 und der Huminstoff-geprägten Seen, war es für eine plausible Einstufung notwendig, für den Chryso+Dino-Metric eine Höchstgrenze von 60% zu definieren. In Braunwasserseen treten häufig sehr hohe Dominanzen von Dinophyceae bis 95% auf, die von diesem Metric in der Summe mit den Chrysophyceae dann als "sehr gut" bewertet werden. Dies führte bei den Braunwasserseen oft zu Verzerrungen in der Algenklassenbewertung, was mit Einführen der Höchstgrenze von 60% vollständig vermieden werden konnte. Die Bewertung der Nicht-Huminseen litt unter der genannten Änderung nicht, da sich in nur wenigen dieser Seen derart hohe Dinophyceen-Dominanzen entwickeln.

Tabelle 34: Trophieklassifikation in geschichteten MG-Seen verschiedenen Seetyps mit Algenklassen. ($y = \text{AK-Trophieklassifikations-Index}$; $x = \text{jeweiliger Algenklassen-Parameter}$; % = Dominanz; **fett gedruckt**: Grenzen der Klassifikation).

See-Subtyp	Parameter	Funktion zur Trophieklassifizierung
Ca-reiche MG-Seen (Seetyp 5+7)	Chrysophyceae Saison (%), Dominanz > 0,6%	$y = -0,563 * \ln(x) + 2,7401$
	Cryptophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 0,7699 * \ln(x) + 3,5305$
	Chlorophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 0,5045 * \ln(x) + 3,538$
	Cyanophyceae Saison (mm^3/L), BV > 0,3 mm^3/L	$y = 0,4957 * \ln(x) + 2,5445$
Ca-arme MG-Seen (Seetyp 8+9)	Dino+Chrysophyceae Saison (%), Dom. < 60%	$y = -0,666 * \ln(x) + 3,4112$
	Cryptophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 0,9194 * \ln(x) + 4,2431$
	Cyanophyceae Saison (mm^3/L), BV > 0,4 mm^3/L	$y = 0,4343 * \ln(x) + 2,6576$

Anhand der Tabelle 33 und Tabelle 34 kann eine Trophieklassifikation mit dem relativen oder absoluten Vorkommen von Algenklassen durchgeführt werden. Der so berechnete Klassifikations-Index ist auf die Skala des LAWA-Index kalibriert. Unter Abgleich mit der Referenztrophy der neuen Seetypen nach VTQ-Kriterium (vgl. Kap. 5.1.1) wurden die Bewertungsfunktionen abgeleitet (s. Tabelle 35).

Tabelle 35: Seetyp- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen für geschichtete MG-Seen. ($y = \text{Algenklassen-Metric/Bewertungszahl}$, $x = \text{jeweiliger Parameter}$).

Seetyp	Parameter	Bewertungsfunktionen
7	Chrysophyceae Saison (%), Dominanz > 0,6%	$y = -1,126 * \ln(x) + 3,9802$
	Cryptophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 1,5399 * \ln(x) + 5,5609$
	Chlorophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 1,009 * \ln(x) + 5,5761$
	Cyanophyceae Saison (mm^3/L), BV > 0,3 mm^3/L	$y = 0,9915 * \ln(x) + 3,589$
5	Chrysophyceae Saison (%), Dominanz > 0,6%	$y = -1,126 * \ln(x) + 3,4802$
	Cryptophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 1,5399 * \ln(x) + 5,0609$
	Chlorophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 1,009 * \ln(x) + 5,0761$
	Cyanophyceae Saison (mm^3/L), BV > 0,3 mm^3/L	$y = 0,9915 * \ln(x) + 3,089$
9	Dino+Chrysophyceae Saison (%), Dominanz < 60%	$y = -1,332 * \ln(x) + 5,3225$
	Cryptophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 1,8387 * \ln(x) + 6,9862$
	Cyanophyceae Saison (mm^3/L), BV > 0,4 mm^3/L	$y = 0,8686 * \ln(x) + 3,8151$
8	Dino+Chrysophyceae Saison (%), Dominanz < 60%	$y = -1,332 * \ln(x) + 4,8225$
	Cryptophyceae Saison (mm^3/L)	$y = 1,8387 * \ln(x) + 6,4862$
	Cyanophyceae Saison (mm^3/L), BV > 0,4 mm^3/L	$y = 0,8686 * \ln(x) + 3,3151$

5.2.2.5 Validierung der neuen Algenklassenbewertung für geschichtete MG-Seen

Die in den vorhergehenden Kapiteln entwickelten Trophie-Klassifikationsformeln für Algenklassen wurden an den jeweiligen Gesamtdatensätzen der Seetypen 5, 7, 8, 9 und den in die Typen 8 und 9 einsortierten Huminstoffseen angewandt und z.T. nochmals modifiziert. Die Ergebnisse der Validierung sind in den folgenden Abbildungen dargestellt und in den entsprechenden Tabellen des Kap. 5.2.2.4 aktualisiert.

Als Kalibrations-Kenngrößen wurden der TP-Index (s. Kap. 2.5.1) und der Trophie-Index (s. Kap. 4.3) verwendet. Ebenso wie die Algenklassen-Indices sind diese in der Skala des LAWA-Index zu verstehen und zu beschreiben (Indexwerte und Trophieklassen vgl. Tabelle 14)

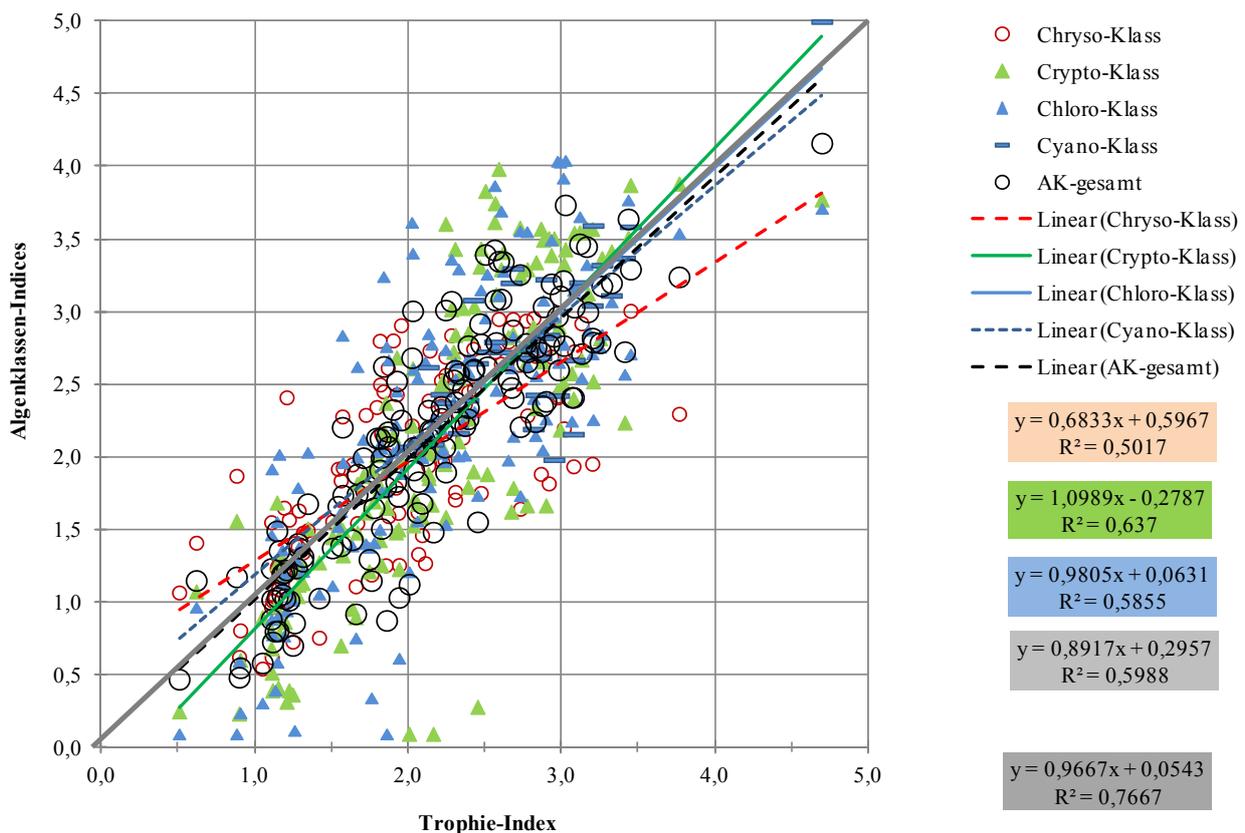


Abb. 44: Validierung der Trophieklassifizierung von Ca-reichen geschichteten Mittelgebirgsseen (Seetyp 5 und 7) entlang des Trophie-Index (Berechnung s. Kap. 4.3). Alle Datensätze, N = 148.

Sowohl die Kalibration als auch die Streuung der einzelnen Algenklassen-Anpassungen in den Ca-reichen Seen sind als ausreichend gut anzusehen (s. Abb. 44). Der Mittelwert aus allen Klassifikationen (AK-gesamt) weist mit einem Regressionskoeffizient von $R^2 = 0,77$ eine akzeptable Streuung auf und die lineare Kurvenanpassung liegt nahe und z.T. auf der Ausgleichsgeraden. Vergleicht man die neue Anpassung mit der alten in Abb. 42 so ergibt sich eine sehr deutliche Verbesserung.

Die Validierung der Algenklassen-Trophieklassifizierung bei den Ca-armen Seen ergab, dass mit Einführung der Obergrenze von 60% beim Chryso+Dino-Submetric die Huminstoff-geprägten Seen mit den übrigen Weichwasserseen gemeinsam behandelt werden können. Sowohl die Validierung der Klassifizierung der Seetypen 8 und 9 (s. Abb. 45) als auch die der Huminstoffseen mit den gleichen Formeln wie für den Seetyp 8/9 zeigt eine zufriedenstellende Kalibration und Streuung (s. Abb. 46).

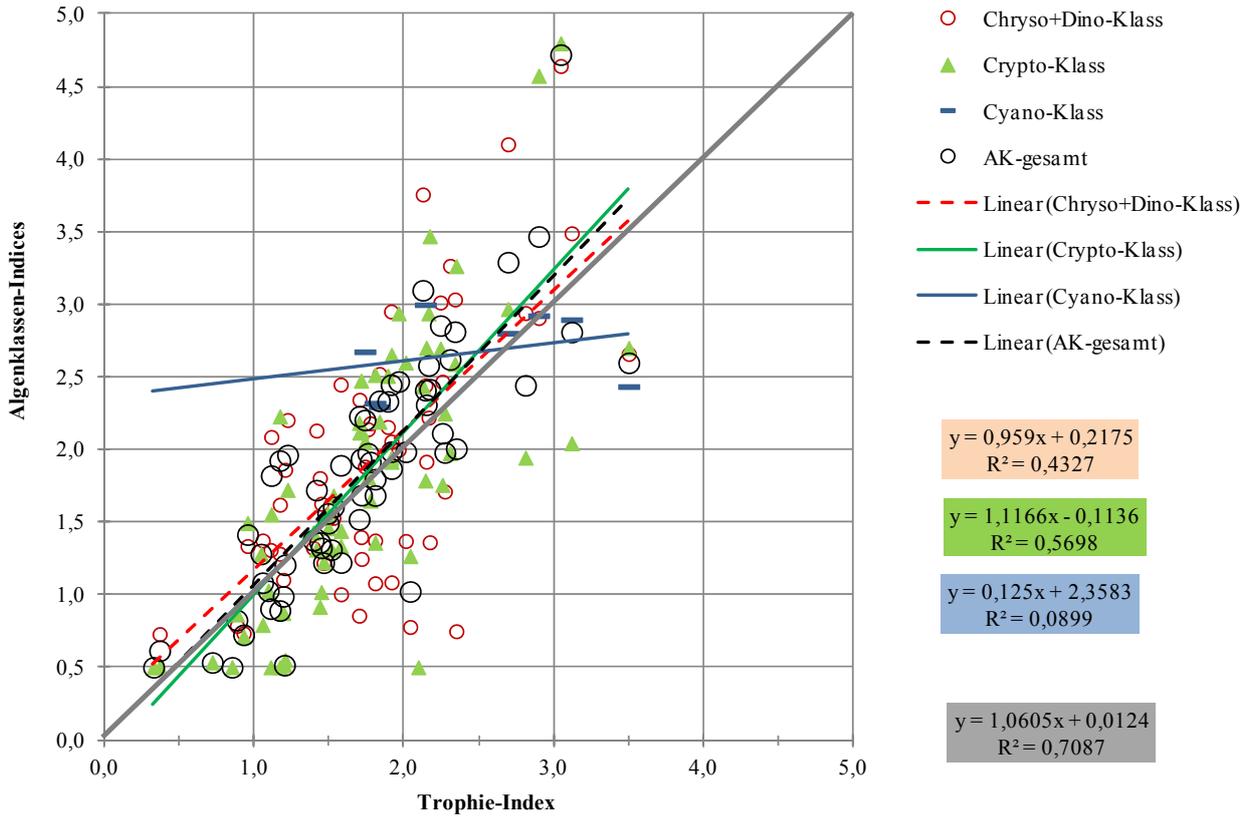


Abb. 45: Validierung der Trophieklassifizierung von Ca-armen geschichteten Mittelgebirgsseen ohne Huminstoffprägung (Seectyp 8 und 9) entlang des Trophieindex. Alle Datensätze, N = 101.

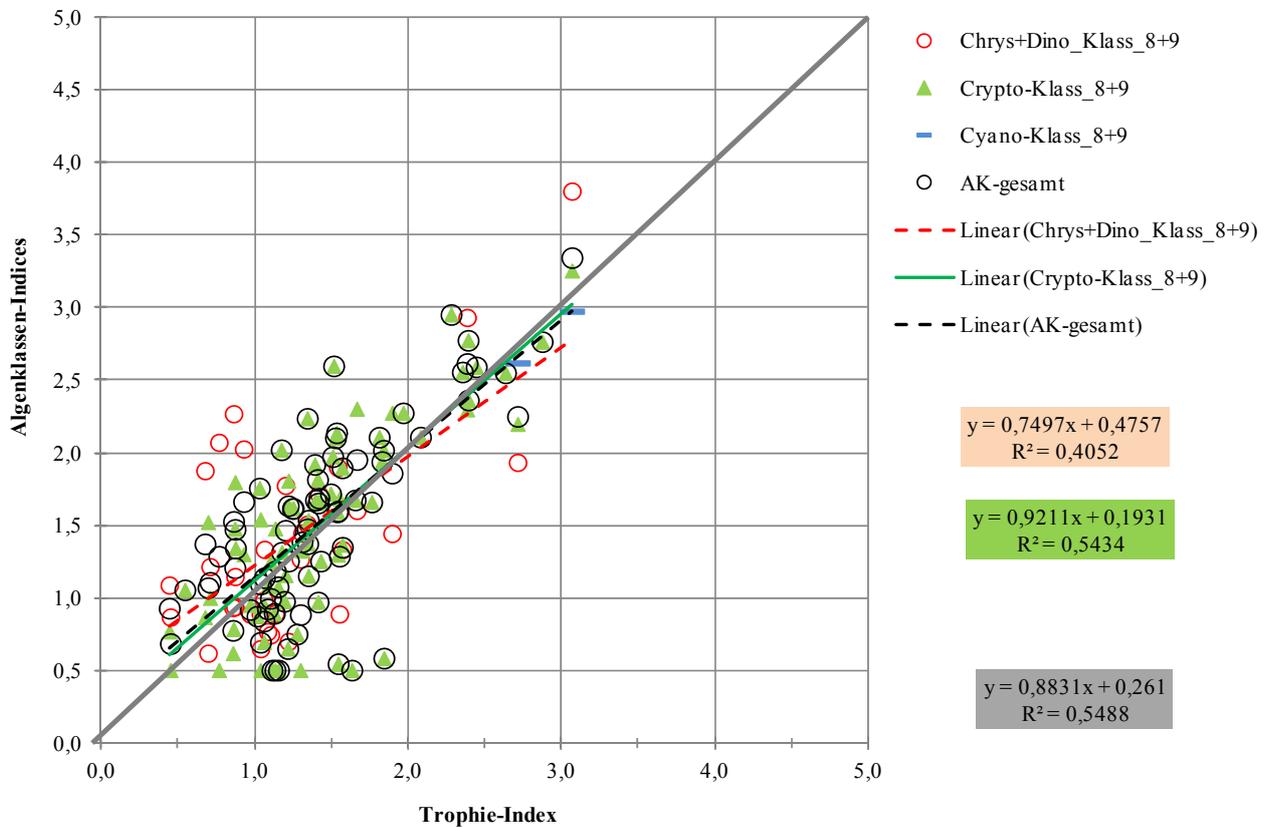


Abb. 46: Validierung der Trophieklassifizierung von Ca-armen, geschichteten, Huminstoff geprägten Mittelgebirgsseen (bisheriger Seectyp 8.5) entlang des Trophie-Index. Alle Datensätze, N = 84. Anwendung der Sub-AK-Metrics der Seectypen 8+9.

5.2.3 Validierung und Anpassung des Algenklassen-Metrics in polymiktischen MG-Seen

Zur Überprüfung des Algenklassen-Metrics in den polymiktischen Seen wurden zwei Methoden gewählt:

1. Prüfung der Bewertungsergebnisse nach bisherigem Verfahren gegenüber der Ökologischen Qualität (ÖQ) hinsichtlich Gesamtphosphor-Saisonmittel.
2. Erstellen einer Spearman-Rangkorrelations-Matrix aus den Kalibrationskenngrößen Gesamtphosphor-Index und BM-Index sowie der Biovolumina und Dominanzen (Saisonmittelwerte und Mittelwerte Juli-Oktober) der Algenklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae und Euglenophyceae.

Die mittels der Rangkorrelationsprüfung ausgewählten und als mutmaßlich vielversprechenden Algenklassenmetrics wurden u.a. in Regressionsanalysen auf ihre Eignung getestet. Des Weiteren wurden die bisherigen Algenklassen bzw. deren Kombinationen nochmals geprüft. Die am besten mit dem Gesamtphosphor und den Biomassekenngrößen korrelierenden Algenklassen-Kenngrößen wurden für die neue Klassifizierung und Bewertung ausgewählt.

5.2.3.1 Bisherige Algenklassenbewertung der polymiktischen MG-Seen im Praxistest

Die Algenklassenbewertung für den Ca-reichen und armen polymiktischen Seetyp war bisher gleich, d.h. sowohl die Algenklassen-Metrics als auch die Bewertungsfunktionen wurden trotz unterschiedlicher Referenztrophie der beiden Seetypen vollkommen identisch angewandt.

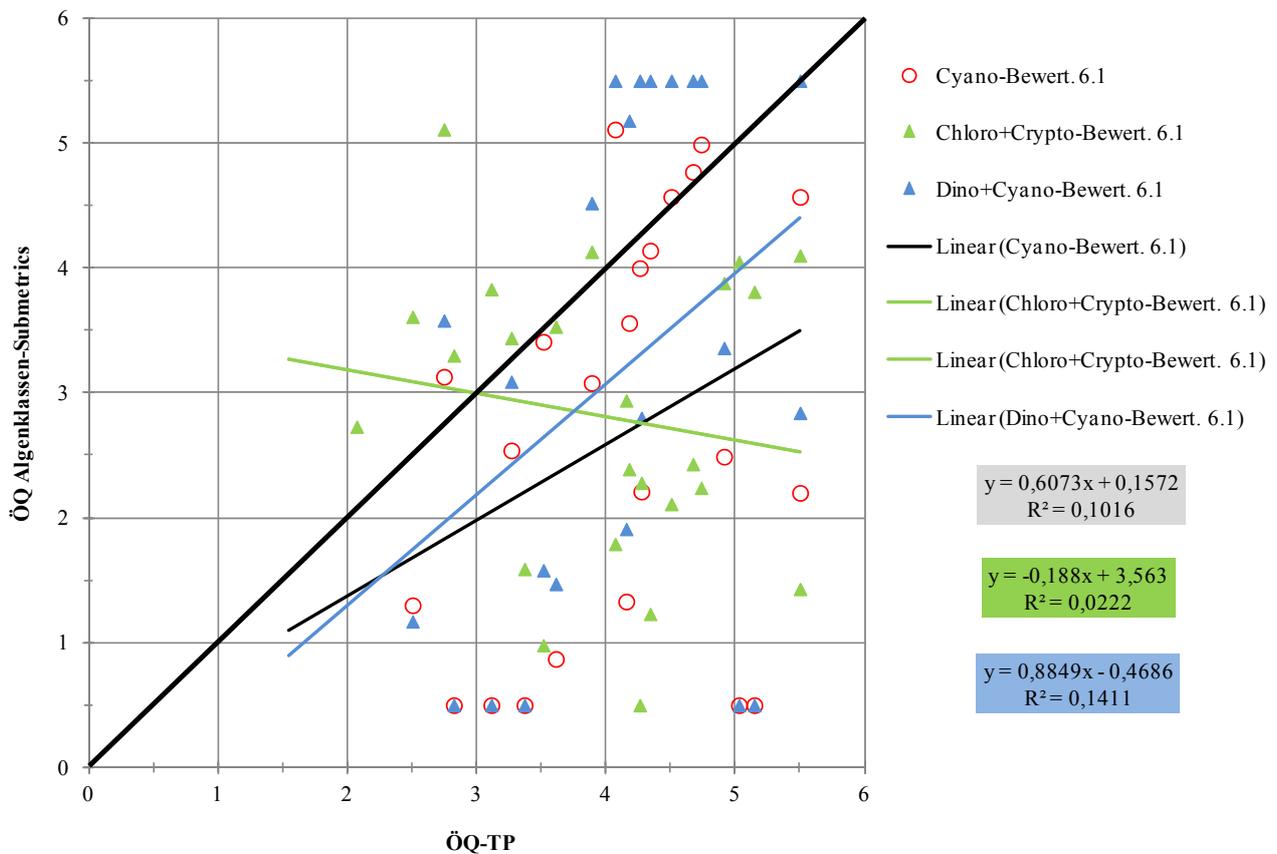


Abb. 47: Ergebnisse der bisherigen Algenklassenbewertungen entlang des ÖQ-TP (Berechnung ÖQ-TP s. Kap. 4.3) in Ca-reichen polymiktischen Mittelgebirgsseen (Seetyp 6.1). Kalibrationsdatensatz N = 24.

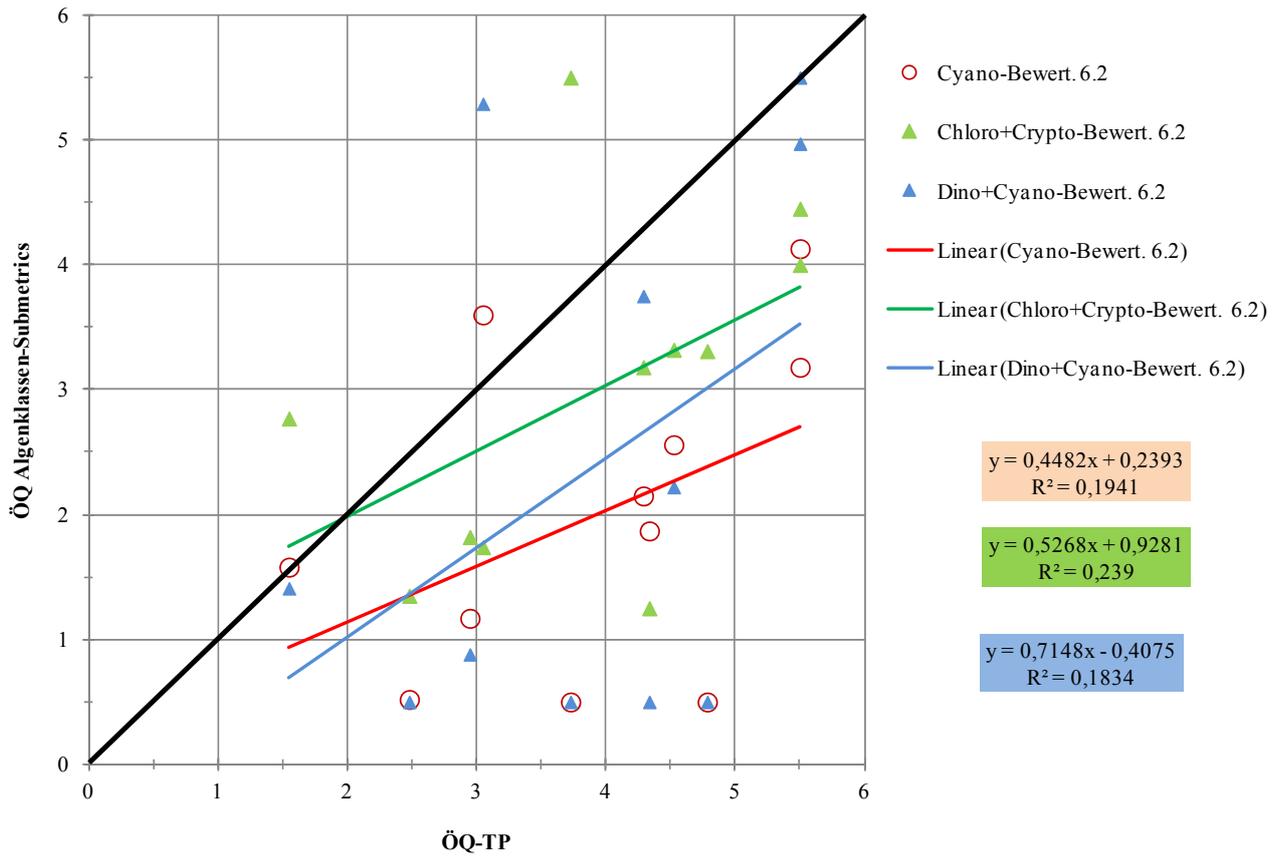


Abb. 48: Ergebnisse der **Algenklassenbewertungen** entlang des ÖQ-TP (Berechnung s. Kap. 4.3) in **Ca-armen polymiktischen Mittelgebirgsseen** (Seetyp 6.2). Kalibrationsdatensatz, N = 11.

Tabelle 36: Ergebnis der Anwendung der bisherigen Algenklassensubmetrics für die Seetypen der Ca-reichen (Seetyp 6.1) und Ca-armen (Seetyp 6.2) polymiktischen Mittelgebirgsseen.

See typ	Algenklassen-Submetric	Korrelation zum Stressor Gesamtphosphor, Kalibration und Streuung	Mögliche Verbesserungen
6.1	Cyanophyceae	Korrelation vorhanden, Bewertung i.d.R. zu gut, nicht alle stark eutrophierten Seen besitzen hohe Cyanophyceae-Biomassen	Kalibration verbessern, evtl. beschränkte Bewertung formulieren (d.h. nur höhere Biomassen bewerten)
6.1	Chlorophyceae + Cryptophyceae	keine Korrelation, große Streuung	Einzelne Algenklassen betrachten
6.1	Dinophyceae + Cyanophyceae	Korrelation vorhanden, Kalibration zu steil, nicht alle stark eutrophierten Seen besitzen hohe Cyano- oder Dinophyceae-Biomassen	Einzelne Algenklassen betrachten, Kalibration verbessern, beschränkte Bewertung formulieren
6.2	Cyanophyceae	Korrelation vorhanden, Bewertung i.d.R. viel zu gut (bis zu 2 ÖZK), nicht alle stark eutrophierten Seen besitzen hohe Cyanophyceae-Biomassen	Kalibration verbessern, beschränkte Bewertung formulieren
6.2	Chlorophyceae + Cryptophyceae	Korrelation vorhanden, aber starke Streuung, Bewertung bei höherem Trophiestatus zu gut	Einzelne Algenklassen betrachten, Kalibration verbessern
6.2	Dinophyceae + Cyanophyceae	Korrelation vorhanden, Bewertung i.d.R. zu gut, nicht alle stark eutrophierten Seen besitzen hohe Cyano- oder Dinophyceae-Biomassen, d.h. einige Ergebnisse sind "sehr gut"	Einzelne Algenklassen betrachten, Kalibration verbessern, beschränkte Bewertung formulieren (z.B. nur Fälle >2 mm³/L)

Fazit :

Keiner der für die polymiktischen Seen bisher zur Verfügung stehenden Algenklassen-Metrics erzielt zufriedenstellende Ergebnisse. Für alle Metrics mit Cyanophyceae sollten auf bestimmte Biovolumenbereiche beschränkte Bewertungsfunktionen verwendet werden, da nicht alle eutrophen Seen hohe Blaualgenbiomassen besitzen. Wenn diese jedoch auftreten, liegen fast ausnahmslos stärker degradierte Seen vor.

Der Chloro+Crypto-Metric besitzt nur beim kalkarmen Seetypus eine Korrelation zum TP. Hier könnte eine Bewertung der einzelnen Algenklassen ggf. bessere Ergebnisse liefern. Die Gruppenbildung der Cyanophyceae mit den Dinophyceae ist auch bei den polymiktischen MG-Seen nicht sinnvoll, da die beiden Gruppen nicht gleichsinnig auf höhere Trophie reagieren: Die Biomasse der Cyanophyceae nimmt in der Regel bei höherer Trophie zu, das Vorkommen der Dinophyceae ist dagegen negativ zur Trophie korreliert (s. Tabelle 37).

5.2.3.2 Spearman-Rangkorrelation zwischen Trophie-Kenngrößen und Algenklassen

Tabelle 37: Spearman-Rangkorrelation und deren Koeffizienten (paarweiser Vergleich der Parameter, Statistikprogramm SPSS 11.0.0) zwischen Trophiekenngrößen von **polymiktischen Mittelgebirgsseen** und dem Vorkommen von Algenklassen im Saisonmittel sowie im Mittel der Monate Juli bis Oktober. (Irrtumswahrsch.= Irrtumswahrscheinlichkeit, grün unterlegt = Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,05 und Korrelationskoeffizient > 0,35, Anzahl der berechneten Wertepaare 35, Datengrundlage Kalibrationsdatensatz poly MG-Seen)

Kalibrationskenngrößen versus...	Bacillariophyceae		Chlorophyceae		Chryso-phyceae		Crypto-phyceae		Cyano-bacteria		Dino-phyceae		Eugleno-phyceae	
	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%	BV	%
Zeitraum	Saisonmittelwert													
TP-Index	-0,09	-0,36	0,19	-0,08	0,02	-0,14	0,05	-0,27	0,45	0,40	-0,28	-0,37	0,12	0,05
Irrtumswahrsch.	0,59	0,04	0,27	0,64	0,92	0,42	0,79	0,12	0,01	0,02	0,10	0,03	0,51	0,78
Biomasse-Index	0,11	-0,34	0,44	-0,02	-0,29	-0,46	0,11	-0,42	0,62	0,48	-0,09	-0,37	0,16	-0,05
Irrtumswahrsch.	0,52	0,05	0,01	0,91	0,09	0,01	0,53	0,01	0,00	0,00	0,60	0,03	0,36	0,77
Zeitraum	Mittelwert von Juli bis Oktober													
TP-Index	-0,18	-0,38	0,04	-0,23	-0,07	-0,21	0,06	-0,34	0,44	0,37	-0,41	-0,51	0,10	-0,02
Irrtumswahrsch.	0,29	0,02	0,82	0,18	0,71	0,23	0,73	0,05	0,01	0,03	0,02	0,00	0,56	0,14
Biomasse-Index	-0,06	-0,42	0,20	-0,27	-0,20	-0,36	0,15	-0,46	0,63	0,46	-0,17	-0,42	0,14	-0,10
Irrtumswahrsch.	0,75	0,01	0,25	0,12	0,25	0,04	0,38	0,01	0,00	0,01	0,32	0,01	0,44	0,57

BV = mittleres Phytoplanktonbiovolumen der "Algenklasse" je Zeitraum; % = mittlere Dominanz der "Algenklasse" je Zeitraum.

Für die weiteren Analysen zur Auswahl von geeigneten Algenklassen wurden insbesondere die in Tabelle 37 grün unterlegten Algengruppen und Kenngrößen einbezogen. Von diesen wurde jeweils die höher korrelierte Abundanzkenngröße (Biovolumen oder Dominanz %) ausgewählt. Hinsichtlich des Betrachtungszeitraums Saisonmittelwert oder Sommermittelwert von Juli-Oktober wurde noch keine Auswahl vorgenommen, so dass die Tests beide Kenngrößen umfassen.

5.2.3.3 Ergebnis der Eignungstest für Algenklassen bei polymiktischen MG-Seen

Zur Bewertung des Vorkommens von Algenklassen wurden die im Vorfeld gemäß Kap. 5.2.3.2 selektierten Algenklassen und Kenngrößen (grün unterlegt) insbesondere in Grafiken getestet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 38 zusammen gefasst.

Tabelle 38: Getestete Algenklassen-Metrics für Ca-reiche und Ca-arme polymiktische Seen, deren Verwendung im bisherigen Verfahren sowie Eignung für die zukünftige Bewertung gemäß aktueller Tests.

Potenzieller Algenklassen-Metric	Verwendung im bisherigen Verfahren und Eignung nach Kap. 5.2.2.1	Eignung nach Ca-reich (6.1) und Ca-arm (6.2) getrennt durchgeführt
Bacillariophyceae %	nein	keine Korrelation zu TP- oder Biomasse-Index
Cyanophyceae BV	ja, im Dino-Cyano-Metric und Cyano-Metric, Eignung (bisher ohne BV-Beschränkung) nur mäßig	Juli-Oktober, Ca-Seetypen können gemeinsam klassifiziert werden, Korrelation mit BM besser, auf höhere BV beschränkte Klassifizierung sinnvoll
Chlorophyceae BV	im Chloro-Crypto-Metric, als Doppelklasse für 6.1 nicht geeignet und für 6.2 nur mäßig geeignet	keine Korrelation zu TP- oder Biomasse-Index
Cryptophyceae %	im Chloro-Crypto-Metric als Doppelklasse für 6.1 nicht geeignet und für 6.2 nur mäßig geeignet	keine Korrelation zu TP- oder Biomasse-Index
Crypto+ Chlorophyceae BV	ja	ja, Korrelation zu TP- und Biomasse-Index vorhanden, bei 6.1 schlechter
Chrysophyceae %	nein	geringe Korrelation zu TP- oder Biomasse-Index
Dinophyceae %	mit BV im Dino-Cyano-Metric	geringe Korrelation zu TP- oder Biomasse-Index
Dino+Chrysophyceae %	nein	mäßige Korrelation zu TP- und Biomasse-Index vorhanden, bei 6.1 schlechter
Dino-Cyanophyceae BV	ja, Eignung (ohne BV-Beschränkung) nur mäßig	keine Eignung da Dinophyceae negativ und Cyanophyceae positiv zur Trophie korreliert

Zur Prüfung und Ableitung der Algenklassenbewertung in polymiktischen MG-Seen stehen nur relativ wenige Kalibrationsjahrgänge zur Verfügung: Ca-reiche Seen (Seetyp 6.1) → 30 Seenjahren, Ca-arme Seen (Seetyp 6.2) → 15 Seenjahren.

Nach den in Tabelle 38 dargestellten Ergebnissen konnten drei für die Trophieklassifikation geeigneten Algenklassen bzw. Algenklassenkombinationen (hellgrüne Felder) gefunden werden.

Die Reaktion der Algenklassen im Trophiespektrum ist in den polymiktischen Ca-armen Seen nur teilweise anders als in Ca-reichen Seen. Nach Zusammenlegung der beiden Seegruppen konnten für drei Algenklassen gemeinsame Klassifikationsformel abgeleitet werden:

Für die Gruppe Cyanophyceae konnte für das Sommermittel Juli bis Oktober eine gute Korrelation zur Trophie gefunden werden. Für die Gruppe Crypto+ Chlorophyceae sowie Chryso+Dinophyceae sind die Korrelationen schlechter, was im Wesentlichen an einzelnen Jahrgängen bei den Ca-reichen Seen liegt.

5.2.3.4 Klassengrenzen, Trophieklassifizierung und Bewertung

Wie schon für die geschichteten Mittelgebirgsseen werden auch für die polymiktischen Seen zunächst Formeln für eine Trophieklassifikation abgeleitet (Tabelle 39). Die Feinkalibration und Validierung (u.a. in Kap. 5.2.3.5) erfolgte mit den Ergebnissen der Algenklassen-Klassifikation entlang von TP- und Trophie-Index. Die im Zuge der Neudefinition der Mittelgebirgstypen (VTQ-Typen s. Kap. 5.1.5) jeweils festgelegte Referenztrophie ging in die Ableitung der Bewertungsfunktion für jeden Subtyp mit ein (s. Tabelle 27 und Tabelle 41).

Eine separate Betrachtung von Huminstoff-geprägten Seen ist in der Gruppe der polymiktischen Seen nicht notwendig, da bisher keine polymiktischen Braunwasserseen gemeldet wurden.

Tabelle 39: Trophieklassengrenzen für die als geeignet ermittelten **Algenklassen-Metrics** in **polymiktischen Mittelgebirgsseen**.

LAWA-Index	polymiktische Mittelgebirgsseen (alle Typen)		
	Cyanophyceae BV Juli-Oktober (mm ³ /L)	Crypto+Chlorophyceae BV Saisonmittel (mm ³ /L)	Chryso+Dinophyceae Dominanz Saisonmittel (%)
2,00	gilt erst > 1 mm ³ /L	0,33	47,0
2,25		0,43	30,7
2,50		0,57	20,0
2,75	1,0	0,74	13,1
3,00	1,6	1,0	8,5
3,25	2,7	1,3	5,6
3,50	4,6	1,6	3,6
3,75	7,6	2,1	2,4
4,00	13	2,8	1,5
4,50	36	4,8	0,7
5,00	100	8,1	gilt erst > 0,6%

Tabelle 40: Typ- und Parameter-abhängige Algenklassen-Funktionen zur Trophieklassifikation von **polymiktischen MG-Seen**. y = AK-Trophieklassifikations-Index, x = jeweiliger Parameter.

Seetyp	Parameter	Funktionen zur Trophieklassifizierung
alle polymiktischen MG-Seen	Cyanophyceae BV Juli-Oktober (mm ³ /L) gilt erst bei BV > 1 mm ³ /L	$y = 0,486 * \ln(x) + 2,7623$
	Crypto+Chlorophyceae BV Saison (mm ³ /L)	$y = 0,9378 * \ln(x) + 3,0329$
	Chryso+Dinophyceae Dominanz Saisonmittel (%) gilt erst bei > 0,6%	$y = -0,586 * \ln(x) + 4,2567$

Tabelle 41: Typ- und Parameter-abhängige **Algenklassen-Bewertungsfunktionen** für **polymiktische Seen im Mittelgebirge**. y = Algenklassen-Metric/Bewertungszahl (\rightarrow ÖQ), x = jeweiliger Parameter.

Seesubtyp	Parameter	Bewertungsfunktionen
6.1	Cyanophyceae BV Juli-Oktober (mm^3/L), > 1 mm^3/L	$y = 0,972 * \ln(x) + 2,5246$
	Crypto+Chlorophyceae BV Saison (mm^3/L)	$y = 1,8756 * \ln(x) + 3,0658$
	Chryso+Dinophyceae Dominanz Saisonmittel (%), > 0,6%	$y = -1,172 * \ln(x) + 5,5134$
6.2	Cyanophyceae BV Juli-Oktober (mm^3/L), > 1 mm^3/L	$y = 0,972 * \ln(x) + 2,0246$
	Crypto+Chlorophyceae BV Saison (mm^3/L)	$y = 1,8756 * \ln(x) + 2,5658$
	Chryso+Dinophyceae Dominanz Saisonmittel (%), > 0,6%	$y = -1,172 * \ln(x) + 5,0134$
6.3	Cyanophyceae BV Juli-Oktober (mm^3/L), > 1 mm^3/L	$y = 0,972 * \ln(x) + 1,5246$
	Crypto+Chlorophyceae BV Saison (mm^3/L)	$y = 1,8756 * \ln(x) + 2,0658$
	Chryso+Dinophyceae Dominanz Saisonmittel (%), > 0,6%	$y = -1,172 * \ln(x) + 4,5134$

Eine Berücksichtigung des Ca-Typs der polymiktischen Seen ist mit den erarbeiteten Formeln nicht mehr notwendig.

5.2.3.5 Validierung der neuen Algenklassenbewertung für polymiktische MG-Seen

Die in vorhergehenden Kapiteln entwickelten Trophie-Klassifikationsformeln für Algenklassen wurden im Gesamtdatensatz der polymiktischen Seen angewandt und nochmals modifiziert. Die Ergebnisse der Validierung sind in der Abb. 49 dargestellt und in den Tabellen im Kap. 5.2.3.4 nachgeführt. Als Kalibrationskenngrößen wurden der Trophie-Index (s. Kap. 4.3) verwendet. Die Algenklassen-Indices sowie der Trophie-Index sind in der Skala des LAWA-Index dargestellt (vgl. Tabelle 14).

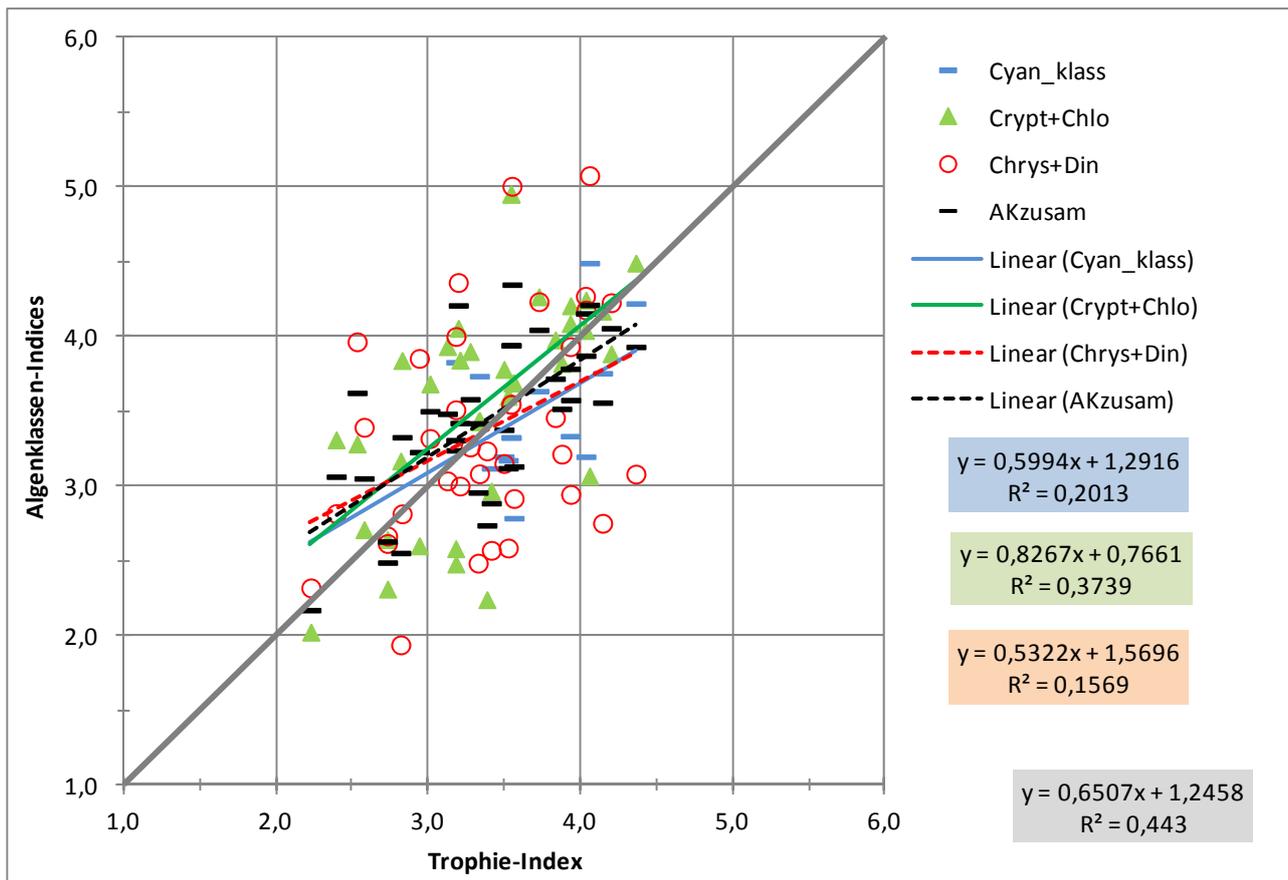


Abb. 49: Validierung der Algenklassenfunktionen - Trophieklassifizierung - für die polymiktischen Mittelgebirgsseen entlang des Trophie-Index (s. Kap. 4.3). Anzahl der Validierungs-Datensätze $N = 38$.

Die Algenklassen-Funktionen besitzen nur mäßige Korrelationen zur Belastungskenngröße Trophie-Index. Insbesondere in der Gruppe der Ca-reichen Seen sind einige Jahrgänge enthalten, welche die Korrelation stark stören, z.B. die der TS Bautzen, der TS Quitzdorf und des Unteren Großhartmannsdorfer Teichs. Auch in der TS Wendefurth reagieren die Algenklassen abweichend, was wahrscheinlich an der kurzen Wasseraufenthaltszeit von rund 7 Tagen liegt.

Größere Streuungen treten beim Chryso+Dino- und beim Cyano-Metric auf. Die Steigungen der linearen Kurvenanpassungen liegen jedoch relativ nahe bei der Ausgleichsgeraden (s. Abb. 49) und die Kalibration ist somit hinreichend korrekt durchgeführt. Der Algenklassen-Metric kann bei dieser Seengruppe in der Gesamtbewertung nicht ganz so hoch gewichtet werden wie z.B. bei den geschichteten MG-Seen.

5.2.4 Validierung der MG-Indikatorliste

In einem ersten Schritt wurde die bisher gültige Liste auf den Kalibrationsdatensatz des Praxistests angewandt. Die Korrelation des PTSI zum TP-Index war bereits ohne Modifikationen relativ gut (s. Abb. 50 bis Abb. 52).

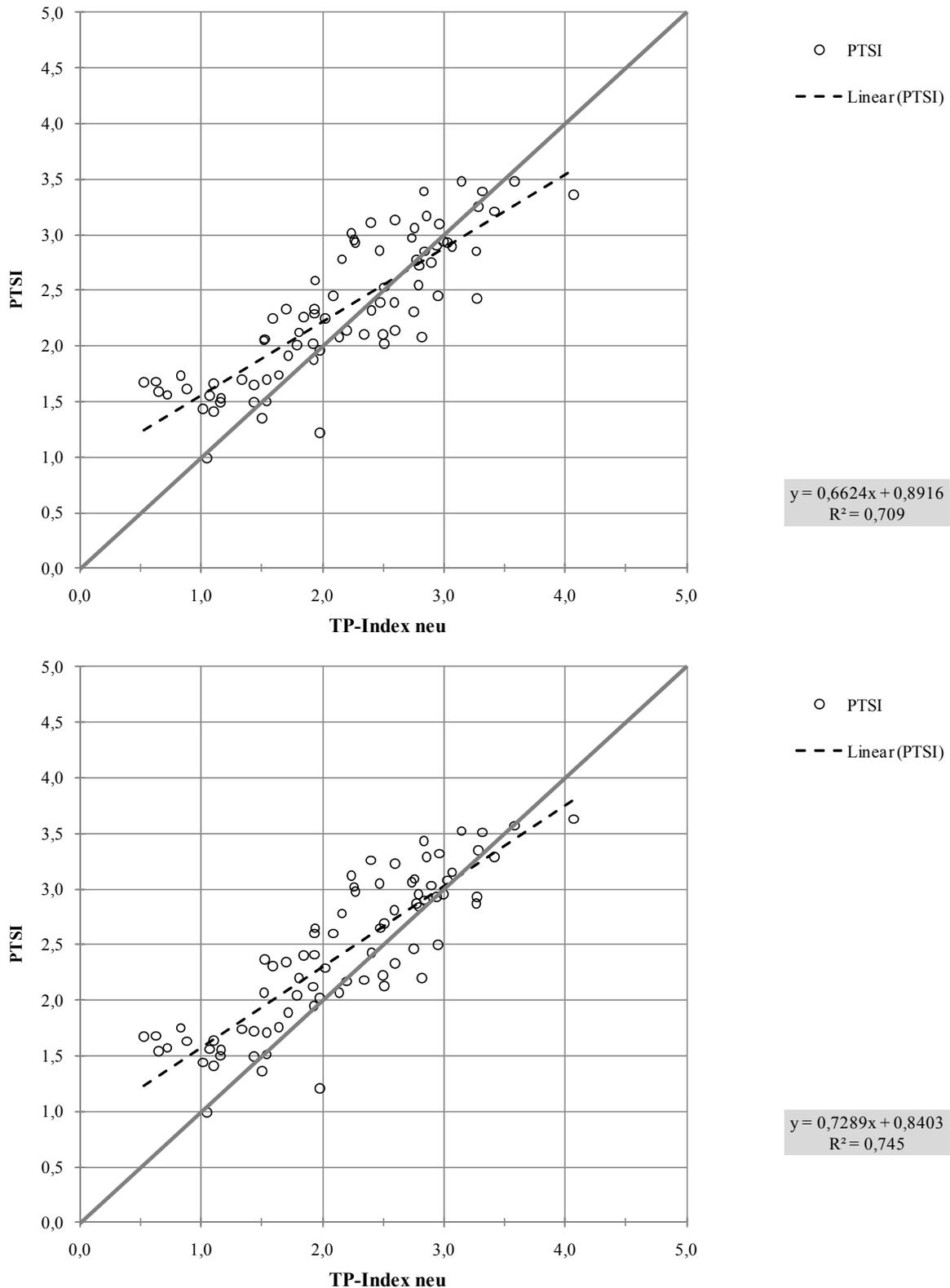


Abb. 50: Anwendung des bisherigen (oben) und des modifizierten **PTSI** (unten) entlang des TP-Index für **Ca-reiche geschichtete Mittelgebirgsseen**. Kalibrationsdatensatz, N = 79.

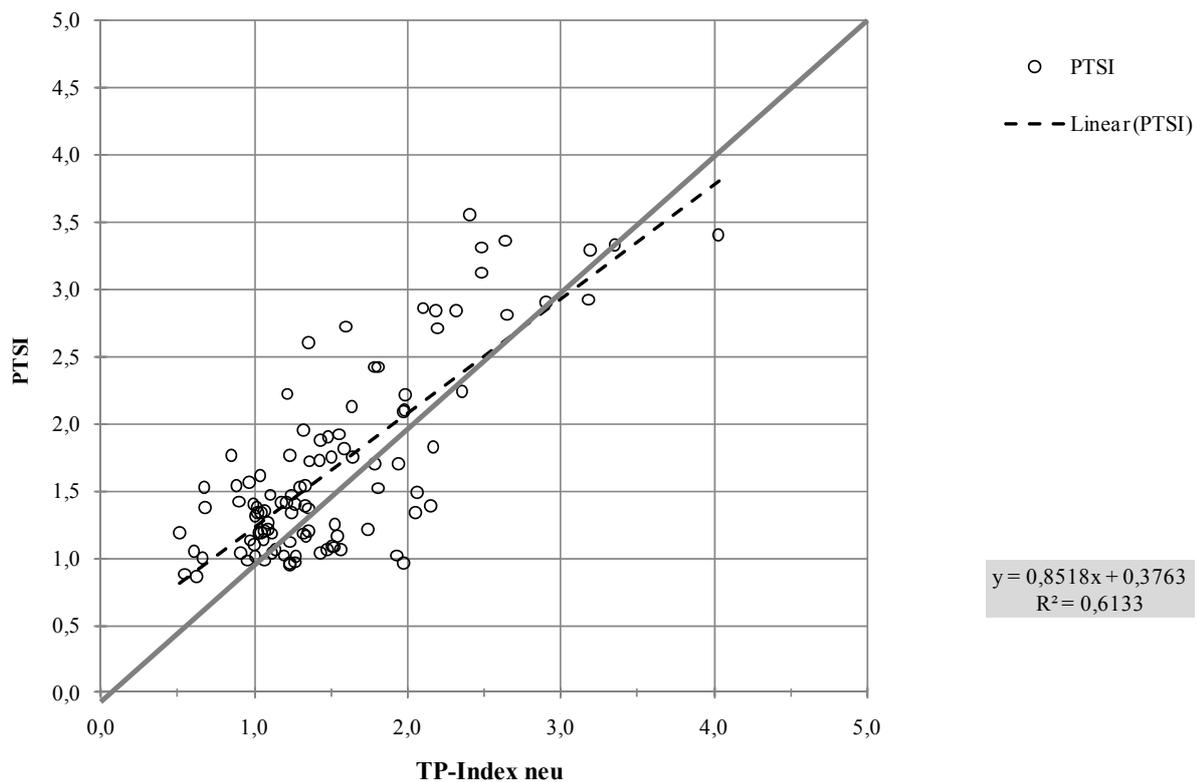
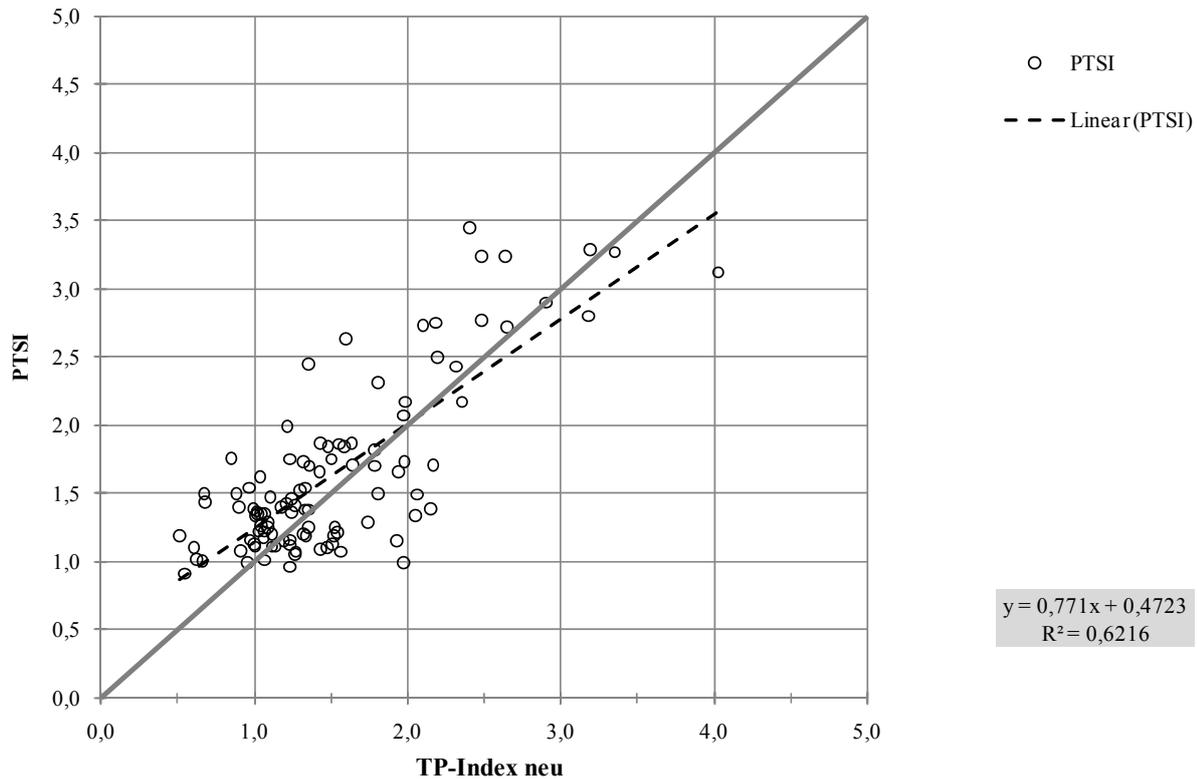


Abb. 51: Anwendung des bisherigen (oben) und des modifizierten PTSI (unten) entlang des TP-Index für **Ca-arme geschichtete Mittelgebirgsseen**. Kalibrationsdatensatz, N = 103.

Die modifizierte MG-Indikatorliste enthält 117 Indikatorarten, welche 160 taxonomischen Zählheiten in der HTL entsprechen.

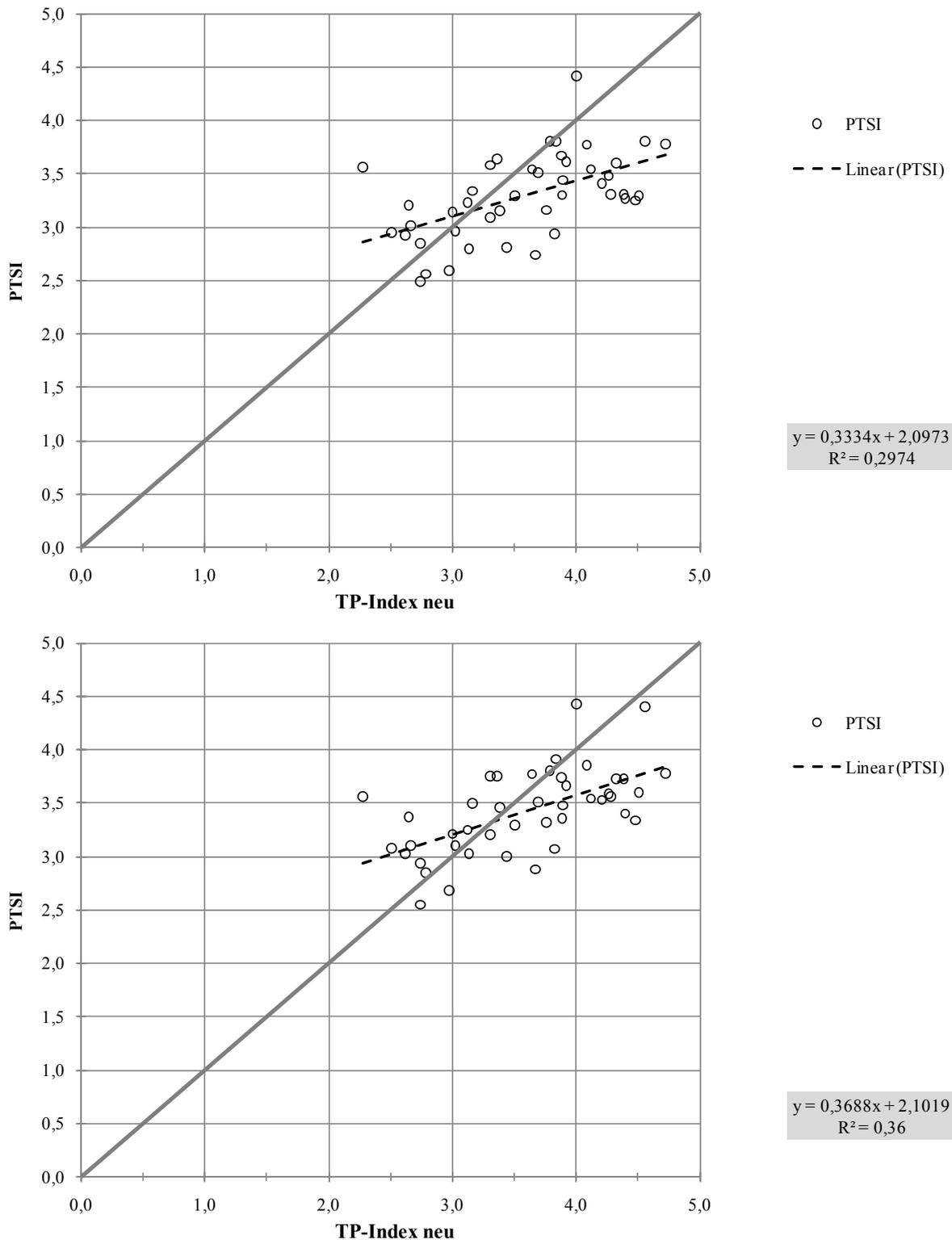


Abb. 52: Anwendung des bisherigen (oben) und des modifizierten **PTSI** (unten) entlang des TP-Index-neu für **polymiktische Mittelgebirgsseen**. Kalibrationsdatensatz, N = 44.

Die Veränderungen – Streichen der Indikatortaxa *Ochromonas* mit Arten, *Chroococcus minutus*, *Chrysococcus* mit enthaltenen Arten sowie *Closterium acutum* var. *variabile* – sollen eine Verbesserung der Klassifizierung von eutrophen bis polytrophen Seen erreichen. Die genannten Arten besaßen im oligotrophen Bereich liegende Trophieankerwerte, sind jedoch im Trophiespektrum sehr weit verteilt, so dass bei schlechten Seen zu gute PTSI-Werte erzielt wurden.

Die Kalibrationen sind bei den geschichteten Seen als sehr gut und bei der schwierigen Gruppe der polymiktischen MG-Seen als noch relativ gut anzusehen.

5.2.5 Gesamtbewertung im Kalibrationsdatensatz und Prüfen der Metric-Gewichtung

Der Vergleich zwischen alter und neuer Kalibration ergibt neben den besser angepassten Steigungen noch mal eine deutlich geringere Streuung in allen drei Hauptmetrics (s. Abb. 52).

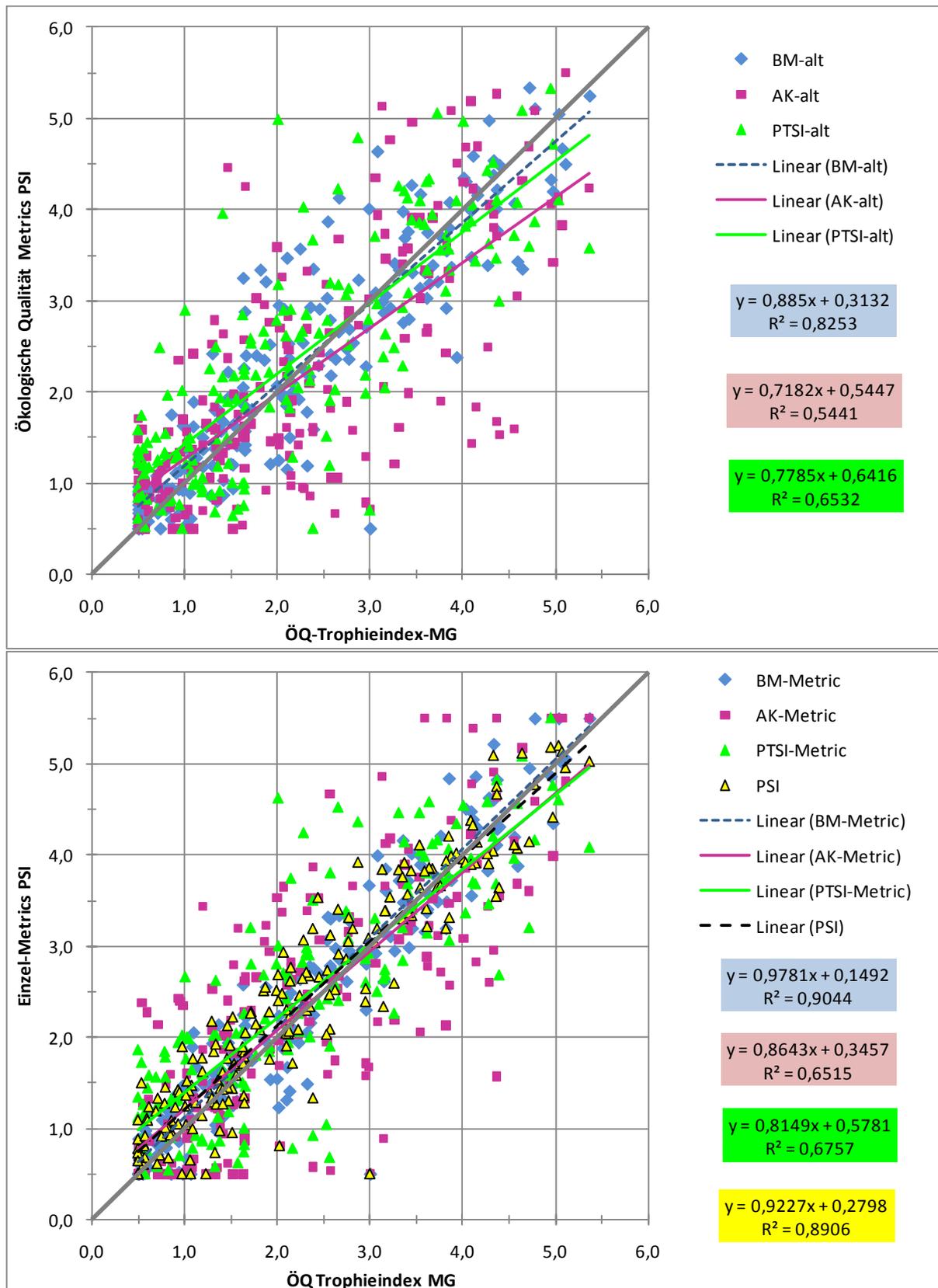


Abb. 53: Anwendung des bisherigen (oben) und des modifizierten **PSI-Verfahrens** (unten) entlang des ÖQ-Trophieindex-MG (Mittelwert aus ÖQ TP-Index-neu und ÖQ Biomasse-Index) für **alle Mittelgebirgsseen**. Kalibrationsdatensatz, $N = 205$.

Tabelle 42: Aus diversen hier nicht dargestellten Analysen abgeleitete **Gewichtung der Einzelmetrics im PhytoSee-Index (PSI) für MG-Seen.** (Methoden: Spearman-Rangkorrelation und Regressionsanalysen zwischen Trophie-Indices und den Ergebnissen der Einzel-Metrics. Datengrundlage Kalibrationsdatensatz.)

	BM-Metric	AK-Metric	PTSI
geschichtete Mittelgebirgsseen (Seetypen 5, 7, 8 und 9)			
Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des PSI (für die gewichtete Mittelwertbildung)	3	2	3
bisherige Gewichtungsfaktoren	2	1	2
polymiktische Seen (Seetyp 6)			
Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des PSI (für die gewichtete Mittelwertbildung)	3	1	2
bisherige Gewichtungsfaktoren	2	1	2

Auf Basis von Korrelations- und Regressionsanalysen (s. Tabelle 42) wurden die Gewichtungsfaktoren für die Einzel-Metrics im PSI ermittelt. Im Vergleich zur bisherigen Gewichtung wurde bei den geschichteten Seen der Algenklassen-Metrics etwas angehoben und bei den polymiktischen Seen der Biomasse-Metric.

6 Prüfung der Bewertung der AWB und HMWB im norddeutschen Tiefland

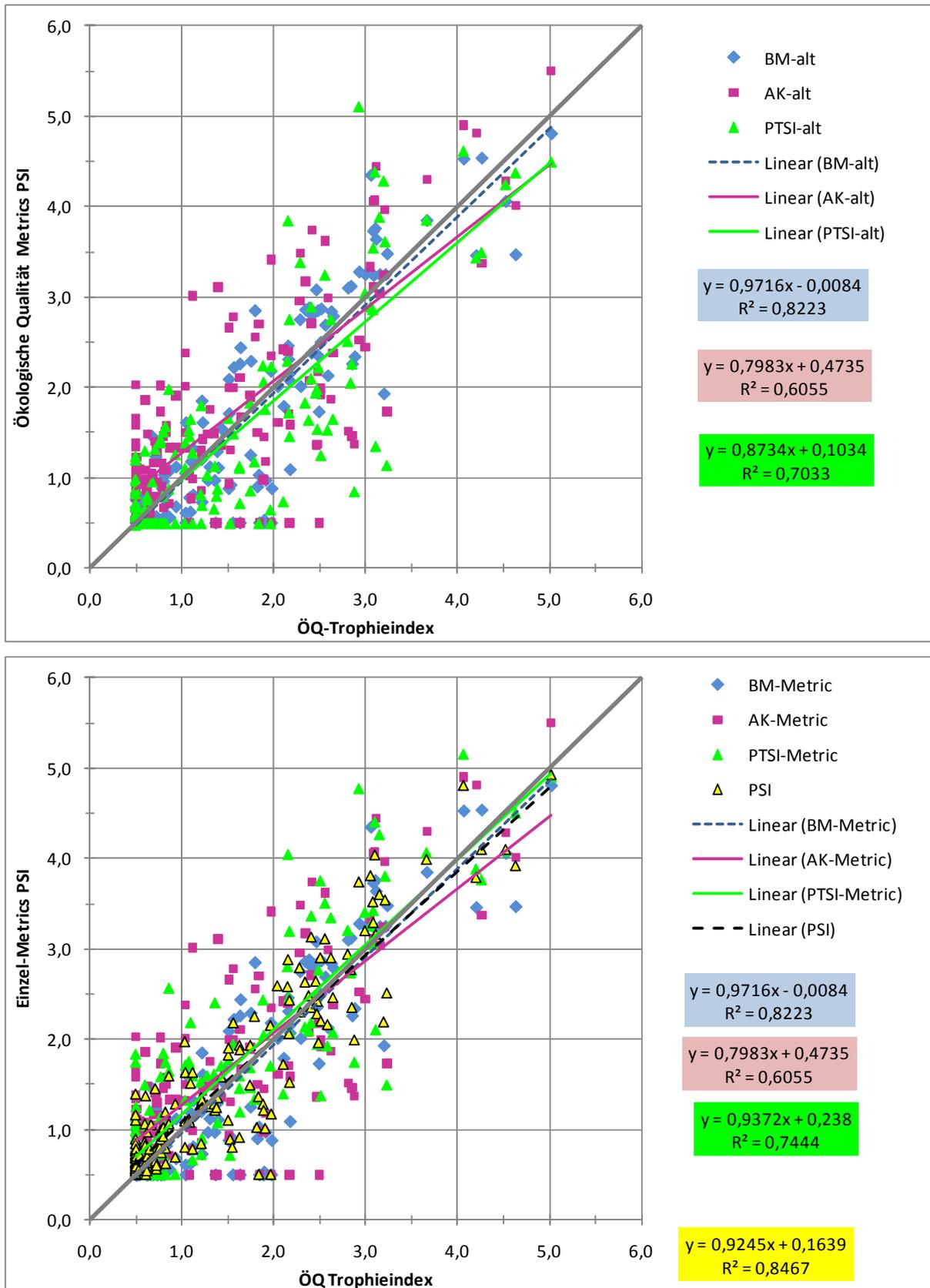


Abb. 54: Anwendung des bisherigen (oben) und des modifizierten **PSI-Verfahrens** (unten) entlang des ÖQ-Trophieindex (Mittelwert aus ÖQ TP-Index-neu und ÖQ Biomasse-Index) für **geschichtete Tieflandseen der Seetypen 10 und 13 (nur AWB und HMWB)**. Kalibrationsdatensatz N = 156 Jahresgänge, für PTSI über 10% der Jahrgänge ohne belastbares Ergebnis, da die notwendige Anzahl von 4 Indikatortaxa im Jahresmittel unterschritten wurde.

Die Anzahl der Jahrgänge im Kalibrationsdatensatz der **geschichteten** AWB und HMWB hat sich im Praxistest etwa verdoppelt. Darunter waren auch viele neue Seen, bei denen es von großem Interesse war, ob die bisher entwickelte Bewertung stimmige Ergebnisse liefert. Der Neuzugang von Daten machte nochmal eine Anpassung der Indikatorliste TLgeschAWB notwendig. Einige zu weit im Trophiespektrum verbreitete Taxa mussten gestrichen werden. Darunter waren z.B. *Pseudanabaena catenata*, *Melosira varians*, *Closterium acutum* und *Fragilaria ulna angustissima*-Sippen. Andere konnten anhand ihrer Verteilungsmuster im neuen Kalibrationsdatensatz als Indikatortaxa ausgewählt werden wie z.B. für den schwach mesotrophen Bereich *Crucigeniella rectangularis* und *Scenedesmus costato-granulatus* sowie für den stark eutrophen bis polytrophen *Cyclostephanos invisitatus*. Die Anzahl der Indikatortaxa konnte im Mittel etwas angehoben und die Bewertung in vielen Fällen verbessert werden.

Fehlbewertungen des PTSI stellen sich dennoch immer wieder ein z.B. in Baggerseen, die noch zur Kiesgewinnung genutzt werden und in denen vermutlich durch mineralische Trübe eine besondere Selektion der Artengemeinschaft stattfindet, die sich nicht mehr proportional zum Nährstoffgehalt verhält. In vielen Fällen ermittelt der PTSI bis zu einer LAWA-Trophieklasse (entspricht zwei ÖZK) schlechter als der TP-Gehalt dies erwarten ließ. Beispiele hierfür sind der Niederrimsinger Baggersee, der Baggersee Kühl/Peter oder der Opfinger See in Baden Württemberg sowie der Otterstädter Altrhein in Rheinland-Pfalz, Niegripper See (ST) und der Kiessee Laußig (SN). Bei starken Abweichungen zwischen TP-Konzentration und realisierter Biomasse sowie PTSI wurden die Jahrgänge aus dem Kalibrationsdatensatz entfernt.

In Seen mit Anbindung an größere Fließgewässer stellten sich teilweise ebenfalls Fehlbewertungen ein. Mit Rheinanbindung bleiben die Biomassen oft gering und der PTSI ermittelt eine "guten" bis "sehr guten" Zustand. Mit Anbindung an die Weser bleiben die Biomassen ebenfalls meist gering, der PTSI zeigt aber dem TP-Gehalt entsprechend schlechtere Zustände an.

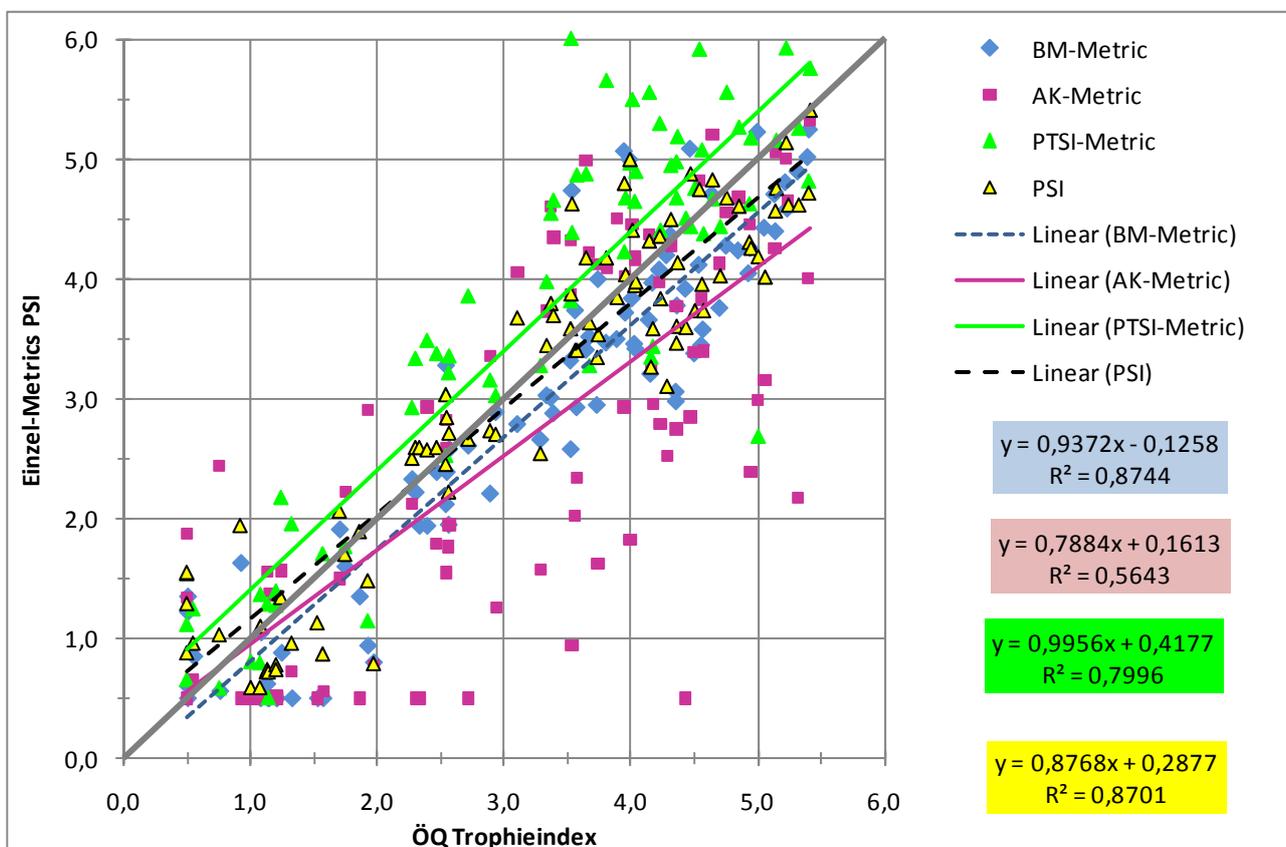


Abb. 55: Anwendung des bisherigen PSI-Verfahrens entlang des ÖQ-Trophieindex (Mittelwert aus ÖQ TP-Index-neu und ÖQ Biomasse-Index) für **polymiktische Tieflandseen der Seetypen 11, 12 und 14 (nur AWB und HMWB)**. Kalibrationsdatensatz, N = 90, für PTSI nahezu 20% der Jahrgänge ohne belastbares Ergebnis.

Der Praxistest für polymiktische Seen unter Anwendung des PSI und der Indikatorliste TLpolyAWB konnte mit rund 90 Jahrgängen im Kalibrationsdatensatz durchgeführt werden. Auch hier konnten Seen mit Anbindung an die Elbe (Alte Elbe Sandkrug) den Rhein (Lampertheimer Altrhein) oder die Werra (Werratalsee) sowie Baggerseen mit bestehender Kiesbaggerung (z.B. Kiessee Prettin, Barleber See 2) mit dem PTSI nicht stimmig angesprochen werden. In letzteren war die Algenbiomasse oft sehr viel geringer als erwartet, da sich die Algen u.a. mit der Lichtlimitierung durch Trübstoffe aus der Kieswaschung und Baggerung nicht optimal entwickeln können.

Die Kalibration und Anpassung für die polymiktischen Tieflandseen ist aufgrund der sehr heterogenen Gruppe mit zahlreichen "Störfaktoren" komplexer als für die geschichteten Seen. Dennoch ist die bisherige Kalibration als ausreichend gut anzusehen. Im Algenklassen-Metric ist die Streuung noch am größten. Möglicherweise könnte eine Komplettüberarbeitung des Algenklassen-Metrics und eine Anpassung der Indikatorliste eine Besserung der Kalibration erreichen. Hierzu sollten jedoch nochmal mehr belastbar analysierte Jahrgänge vorliegen, da sonst eine Fokussierung der Kalibrationen auf die relativ wenigen Jahrgänge stattfindet.

In der Überarbeitung der Indikatorlisten wurden darüber hinaus Anmerkungen der Anwender zur Eignung von einzelnen Arten sowie zu Bestimmbarkeit geprüft und falls sinnvoll berücksichtigt. Des Weiteren wurde für die geschichtete Seengruppe ein Vergleich mit der Liste für natürliche TL-Seen durchgeführt, der nochmals zu Verbesserungen führte und Widersprüche klären konnte. Der Modifikationsbedarf für die Liste der natürlichen Seen wurde dokumentiert und kann bei einer zukünftigen Überarbeitung als Ausgangspunkt der Anpassungen verwendet werden.

Die Indikator-Liste TLgeschAWB hält nun nach der Anpassung für 217 Taxa der Harmonisierten Taxaliste Trophie-Einstufungen bereit, die Indikator-Liste für polymiktische TL-Seen TLpolyAWB für 158 Taxa.

7 Trophische Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen insbesondere starken Absenkungen

7.1 Einführung und Datengrundlage

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

Die Datensammlung zu Wasserspiegelschwankungen in Talsperren, für die gleichzeitig Begleitdaten vorliegen, enthält 72 Datensätze (s. Tabelle 43, Folgeseite). Die Voraussetzung für einen zu prüfenden Datensatz war das gleichzeitige Vorliegen von Seepegelaufzeichnungen (Wochen- oder Tageswerte, 14-tägige Angaben, Seepiegel zum Zeitpunkt der PP-Probenahmen), Phytoplanktonuntersuchungen und physikalisch-chemische Begleitdaten insbesondere Chlorophyll a und Gesamtphosphor. Für die sächsischen Talsperren-Jahrgänge fand eine Vorauswahl und diesbezügliche grafische Analyse durch die LTV Sachsen (Herr Ackermann) statt. Für einige Jahre insbesondere für das hinsichtlich der Fragestellung interessante Trockenjahr 2003 lagen nicht immer Phytoplanktonanalysen sondern lediglich die Trophieparameter TP und Chl a vor.

Die Bearbeitung und Analyse der Datensätze erfolgte in drei Arbeitsschritten:

- Prüfen, ob starke und Trophie-relevante Absenkungen vorliegen mit Auswahl dieser Jahrgänge für die weitere Betrachtung zur Trophie (Kriterien u.a.: Bezug der Absenkung zur mittleren Tiefe der Talsperre, absolute Höhe der Absenkung in der Regel größer als 2 m, bei Flachseen größer 1 m, Zeitpunkt bzw. zeitlicher Kontext der Absenkung z.B. keine Berücksichtigung des Abfahrens von Hochwasserpegeln).
- Prüfen, ob die starken Absenkungen Auswirkungen auf die Phytoplanktonbiomasse (Chl a), den Gesamtphosphorgehalt (TP) und die Artenzusammensetzung (PTSI) besitzen.
- Beschreibung von "Talsperren-Typen", die in ihrer Trophie unterschiedlich empfindlich reagieren.

Tabelle 43: Ergebnis der Datensammlung zu Wasserstandschwankungen in Talsperren (Stand Juni 2010). (PP = Phytoplankton).

Gewässer	Seepegelaufzeichnungen	Anzahl Jahresgänge
Affolderner Talsperre	Wochenwerte 2009	1
Antriftalsperre	Tageswerte 07/08	2
Biggetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Diemeltalsperre	Tageswerte 07/08	2
Driedorfer TS	Tageswerte 07/08	2
Edertalsperre	Tageswerte 07/08	2
Ennepetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Fürwiggetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Hennetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Innerstetalsperre	PP-Probenahmetage 07	1
Kinzigtalsperre	Tageswerte 07/08	2
Listertalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Möhnetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Odertalsperre	PP-Probenahmetage 07	2
Okertalsperre	PP-Probenahmetage 07	3
Oleftalsperre	PP-Probenahmetage 08	1
Sorpetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
SP Radeburg 2	PP-Probenahmetage monatlich 2006/2008	2
Thülsfelder TS	Wochenwerte 2007	1
TS Bautzen	PP-Probenahmetage monatlich 2006/2008	2
TS Dröda	PP-Probenahmetage 14tägig 2003	1
TS Eibenstock	PP-Probenahmetage monatlich 2003	1
TS Hasselvorsperre	Tageswerte 2008	1
TS Klingenberg	PP-Probenahmetage monatlich 2008	1
TS Königshütte	Tageswerte 2008	1
TS Lichtenberg	PP-Probenahmetage monatlich 2003/2008	2
TS Muldenberg	PP-Probenahmetage 14tägig 2003	1
TS Pirk	PP-Probenahmetage monatlich 2003	1
TS Pöhl	PP-Probenahmetage monatlich 1999-2003	5
TS Quitzdorf	PP-Probenahmetage monatlich 2001/2003	2
TS Rappbode	Tageswerte 2008	1
TS Rappbodevorsperre	Tageswerte 2008	1
TS Rauschenbach	PP-Probenahmetage monatlich 2001	1
TS Saidenbach	PP-Probenahmetage monatlich 2003/2004	2
TS Wendefurth	Tageswerte 2008	1
Unterer Großhartmannsdorfer Teich	Wochenwerte 08	1
Versetalsperre	PP-Probenahmetage 03-05	3
Summe der zur Verfügung stehenden Jahrgänge		72

7.2 Ergebnisse der Prüfung auf Trophie-relevante Stauspiegelabsenkungen

In den 72 zur Verfügung stehenden Jahrgängen traten 33 Jahrgänge mit bedeutenden Seepegelabsenkungen (in der Regel über 2 m, bei flacheren Talsperren über 1 m Absenkung) über meist mehrere Monate (Kriterium mindestens ein Monat) auf: Acht Jahrgänge in polymiktischen und 25 Jahrgänge in geschichteten Talsperren. Zwei dieser Jahrgänge stammen aus der polymiktischen Talsperre SP Radeburg 2, welche in der betrachteten Datenauswahl die einzige Talsperre im Tiefland darstellt. Alle anderen liegen in den Mittelgebirgen in Nordrhein-Westfalen, Hessen oder Sachsen. 14 Jahrgänge mit höheren Seepegelabsenkungen betreffen das Trockenwetterjahr 2003. In der Regel fingen die Pegel im April oder Mai schon an zu sinken und erholten sich bis Dezember kaum. Zwei 2004er-Jahrgänge waren noch vom Vorjahr beeinflusst und es konnten erst bis zum Spätsommer/Herbst wieder normale Stauhöhen erreicht werden.

Einige Talsperren werden über den Winter ab etwa Oktober auf einem niedrigeren Niveau bewirtschaftet wie z.B. Antrift- und Diemeltalsperre (HE). Da die Trophiedaten und die Phytoplanktonbiozönose in der Regel nur in der Vegetationsperiode untersucht werden, konnten die Auswirkungen dieser Art von Bewirtschaftung meist nicht geprüft werden. Es gibt Anzeichen, dass die TP- und Chl a-Werte während der Absenkung im Oktober nochmals ansteigen können. Dies könnte jedoch auf eine zuvor erfolgte Mixis mit anschließender Schönwetterphase zurückgeführt werden. Das Eintreten der Mixis wird in den flacheren Talsperren durch ein zu frühes winterliches Absenken möglicherweise beschleunigt und das ggf. nährstoffreiche Tiefenwasser steht bei noch relativ warmen Temperaturen und hohen Einstrahlungen für das Phytoplanktonwachstum zur Verfügung.

Zur verbalen und numerischen Beschreibung des Maßes der negativen Auswirkung auf die Trophie wurde auf Basis der Parameter Chlorophyll a, Gesamtphosphor und PTSI (Indikatorarten-basierter Trophieindex) am Probenahmetag folgende Klassierung vorgenommen (vgl. Tabelle 44):

- keine Auswirkung = Wert 1,
- geringe Auswirkung, d.h. einer von drei Parametern reagiert auf die Absenkung = Wert 2,
- mäßige Auswirkung, zwei von drei Parametern reagieren = Wert 3
- starke Auswirkung, drei von drei Parametern reagieren = Wert 4

Bei fehlenden Parametern wurde nach Intensität der Reaktion der beiden vorhandenen Parameter entschieden, so dass das Fehlen von TP- oder PTSI-Werten nicht unbedingt eine Abstufung der "Kenngröße Auswirkung" zur Folge hat (s. Tabelle 44).

(In den folgenden Tabellen ist zu berücksichtigen, dass hier noch nicht die überarbeitete Mittelgebirgstypologie sondern noch die bisherige nach HOEHN *et al.* (2009) (s. Tabelle 17) zu Grunde liegt. Dieser Arbeitsblock wurde jedoch bereits zu einem früheren Zeitpunkt abgeschlossen und die generellen Ergebnisse und Schlussfolgerungen werden von der Typologie nicht beeinflusst.)

Tabelle 44: Ergebnis der Suche nach Jahrgängen mit bedeutenden und länger als einen Monat anhaltenden Wasserspiegelabsenkungen, Daten zu den Seen und Höhe der Absenkung sowie deren Auswirkung auf Trophieparameter im Jahresgang. Chl = Chlorophyll a, TP = Gesamtphosphor. Seen sortiert nach mittlerer Tiefe.

Seenjahr	Seetyp alt	wasserwirtschaftliche Nutzungen	mittl. Tiefe (m)	max. Tiefe (m)	Jahr	max. Absenkung (m)	Verhältnis zw. max. Absenkung u. mittl. Tiefe	Chl	TP	PTSI	Auswirkung
								Auswirkung			Σ
SP Radeburg 2	11.2k	Trinkwasser	2,2	6,0	2006	0,6	0,3	ja	ja	ja	stark
					2008	1,5	0,7	ja	ja	ja	stark
TS Quitzdorf	6.1	HW, NA, Kühlwasser- reservoir	2,6	8,5	2003	1,3	0,5	ja	ja		stark
					2001	2,0	0,8	ja	ja		stark
TS Pirk	6.1	BW, HWS, NWA	5,8	11,8	2003	3,5	0,6	ja	ja	ja	stark
Driedorfer TS	6.2	HWS	6,1	11,3	2008	2,5	0,4	ja	ja	ja	stark
TS Muldenberg	8.5	Trinkwasser	6,1	18,3	2003	3,0	0,5	ja	ja		stark
TS Bautzen	6.1	BW	7,4	12,3	2008	3,0	0,4	ja	ja	ja	stark
					2003	4,4	0,6	ja	ja		stark
Fürwiggetalsperre	8	TW, NWA	9,3	24,0	2005	6,8	0,7	nein	nein	nein	keine
Diemeltalsperre	5	NWA, HWS	10,6	30,0	2008	14,0	1,3	ja	ja	ja	stark
Ennepetalsperre	8	Trinkwasser	12,2	33,0	2005	7,5	0,6	nein	nein	jein	keine
Möhnetalsperre	5	NWA der Ruhr	12,6	33,7	2003	8,2	0,7	nein	nein	nein	keine
TS Dröda	5	Trinkwasser	13,1	36,2	2003	1,7	0,1	ja	ja	ja	stark
TS Lichtenberg	5	Trinkwasser	13,8	35,6	2008	3,5	0,3	nein	nein	nein	keine
					2003	5,0	0,4	nein	nein	nein	keine
TS Rauschenbach	8.5	Trinkwasser	14,0	33,6	2001	13,0	0,9	nein	nein	nein	keine
TS Klingenberg	8	TW, HWS	15,1	33,5	2008	8,5	0,6	nein	nein	nein	keine
Edertalsperre	5	HWS, NWA	15,2	35,0	2008	23,0	1,5	ja		ja	stark
TS Pöhl	5	BW, HWS, NWA (2000/2001 teilw. Abstau)	15,3	42,8	1999	3,0	0,2	ja	ja		stark
					2000	7,0	0,5	ja	ja	nein	mäßig
					2001	7,0	0,5	ja	ja	nein	mäßig
					2003	3,0	0,2	jein	nein	ja	mäßig
TS Saidenbach	5	Trinkwasser	15,6	46,1	2003	12,0	0,8	ja	nein	jein	mäßig
					2004	12,0	0,8	nein	nein	ja	gering
Versetalsperre	9	NWA, TW	17,9	51,2	2003	6,7	0,4	nein	nein	nein	keine
Hennetalsperre	5	NWA der Ruhr, HWS	18,0	51,8	2005	5,8	0,3	ja	nein	ja	mäßig
					2003	9,9	0,5	ja	ja	ja	stark
Oleftalsperre	8	Trinkwasser	18,4	50,1	2008	12,0	0,7	ja	ja	ja	stark
Biggetalsperre	8	NWA, TW, im Winter HW	19,2	49,5	2005	2,3	0,1	nein	nein	nein	keine
					2003	9,4	0,5	ja	nein	nein	gering
TS Eibenstock	8.5	Trinkwasser	20,1	48,3	2003	7,0	0,3	nein	nein	nein	keine
Sorpetalsperre	7	Überjahres- speicher	20,8	57,0	2003	10,0	0,5	nein	nein	nein	keine

BW: Brauchwasser, HWS: Hochwasserschutz, NWA: Niedrigwasseraufhöhung, TW: Trinkwasser

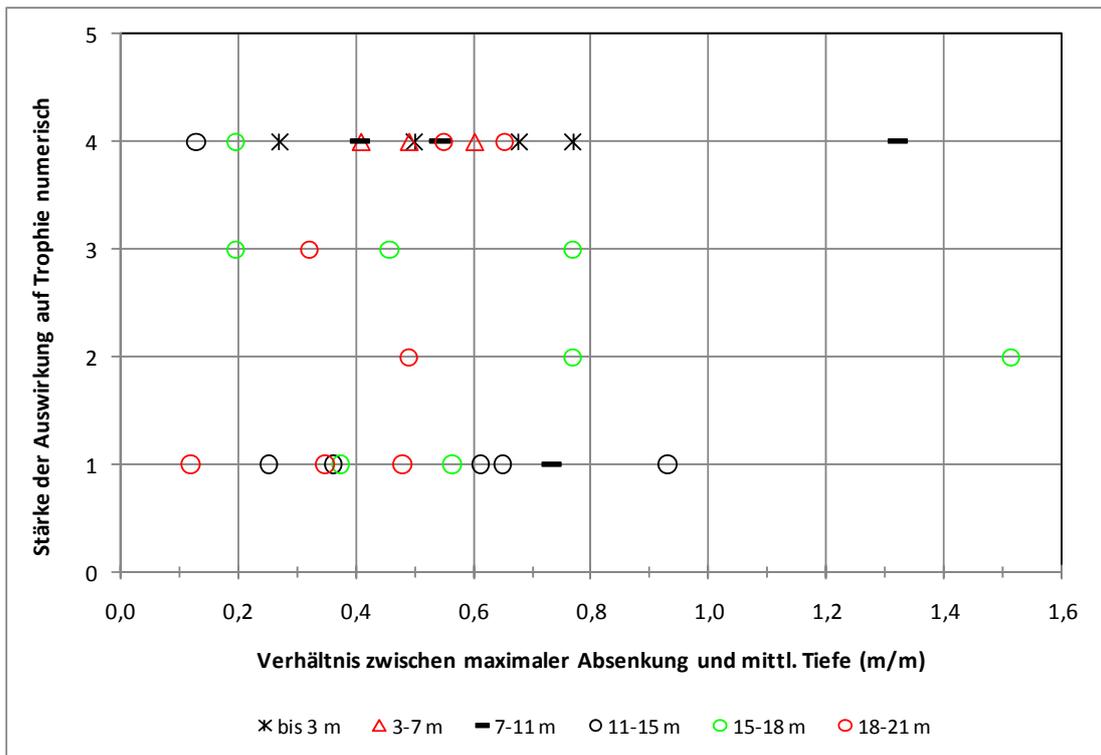


Abb. 56: Abhängigkeit der trophischen Auswirkungen von Stauspiegelabsenkungen vom Verhältnis der Absenkung zur mittleren Tiefe des Sees. Zahlenwerte der Stärke der trophischen Auswirkung: 1 = keine, 2 = gering, 3 = mäßig, 4 = stark.

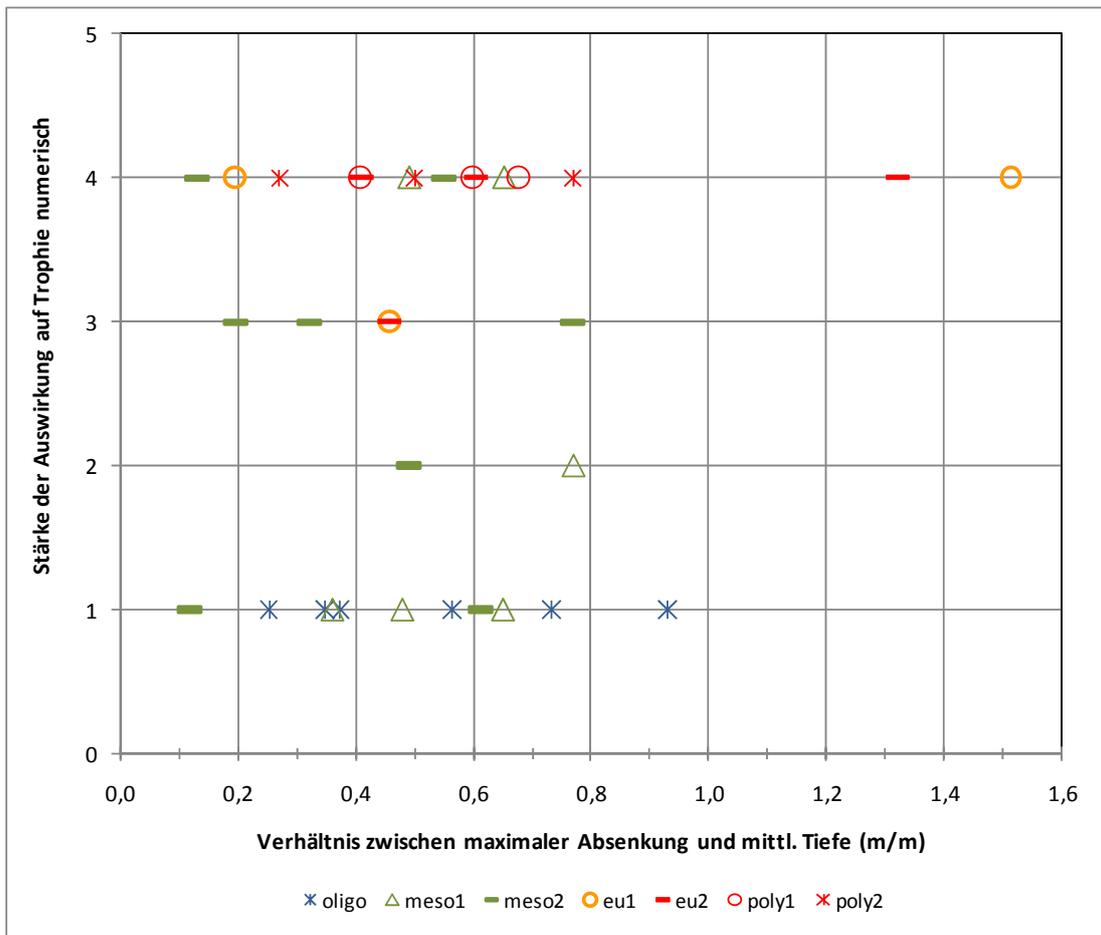


Abb. 57: Abhängigkeit der trophischen Auswirkungen von Stauspiegelabsenkungen vom Verhältnis der Absenkung zur mittleren Tiefe des Sees für verschiedene Trophieklassen. Zahlenwerte für die Stärke der trophischen Auswirkung: 1 = keine, 2 = gering, 3 = mäßig, 4 = stark.

Aus der Tabelle 44 und der Abb. 56 u. Abb. 57 können für den vorliegenden Datensatz folgende Aspekte abgeleitet werden:

- Keine Auswirkungen treten in der Regel nur in Seen mit mittleren Tiefen über 11 m auf. Einzige Ausnahme ist die ultra-oligotrophe Trinkwassertalsperre Fürwiggetalsperre (NW), die bei nur rund 9 m mittlerer Tiefe im Jahr 2005 zwischen April und Juli fast 7 m Absenkung erlitt und trotzdem keine Auswirkung erkennen ließ.
- Keine einzige oligotrophe Talsperre reagiert in ihren Trophieparametern negativ auf Absenkungen. Selbst bei höheren Absenkungen (max. Absenktiefe/mittlere Tiefe bis 90%) nicht. Beispiele hierfür sind die Trinkwassertalsperren Klingenberg, Lichtenberg oder Eibenstock (SN).
- Die meisten schwach mesotrophen Talsperren reagieren ebenfalls nicht negativ auf Absenkungen, z.B. Sorpetalsperre und Möhnetalsperre (NW).
- Tiefe, stärker mesotrophe Talsperren können ab einem "Verhältnis max. Absenkung/mittlere Tiefe" von über 50% in ihrer Trophie empfindlich reagieren wie z.B. Olef- und Hennetalsperre (NW), TS Saidenbach (SN).
- Tiefere Talsperren können bereits mit geringeren Absenkungen starke Auswirkungen zeigen, wenn der Trophiestatus über dem stark mesotrophen oder schwach eutrophen liegt, z.B. die TS Dröda und Pöhl (SN). Hier könnten u.a. bei stark verzweigten Talsperren Belastungen aus dem Sediment, aus den Stauwurzeln der Zuflüsse sowie aus den Uferflanken zum Tragen kommen.
- Alle flacheren Seen mit einer mittleren Tiefe kleiner als 11 m zeigen starke Auswirkungen auf Absenkungen, auch wenn diese geschichtet sind und geringere Absenktiefen vorliegen. Beispiele sind Driedorfer Talsperre (HE), Talsperre Muldenberg und Pirk (beide SN). Die beiden letztgenannten sind in ihren Wassertiefen und ihrem Schichtungsverhalten an der Grenze zwischen polymiktisch und geschichtet, so dass sich bereits bei geringen Änderungen des Wasserspiegels und entsprechender Witterung die Schichtung auflösen kann.
- Eu- bis polytrophe, in der Regel polymiktische Talsperren zeigen ausnahmslos mittlere bis starke Auswirkungen auch bei geringerem Absenkmaß. Beispiele hierfür sind TS Pöhl, SP Radeberg, TS Bautzen und Quitzdorf (SN). Diese z.T. sehr flachen Talsperren weisen zusätzlich Sedimentrücklösung u.a. von Phosphor auf und sind hinsichtlich Durchmischungsintensität besonders empfindlich.
- Die größten maximalen Absenkungen fanden im Jahr 2008 in der Eder- und Diemeltalsperre (HE) mit 23 bzw. 14 m statt, was beim 1,3 bzw. 1,5fachen der mittleren Tiefe liegt. Beide wiesen Auswirkungen in den betrachteten Trophieparametern auf, wobei diese sich bei der flacheren Diemeltalsperre etwa um eine halbe Trophieklasse und in der tieferen Edertalsperre lediglich um eine viertel Trophieklasse verschlechterten.

Aus den beschriebenen Beobachtungen wird deutlich, dass die Empfindlichkeit von Talsperren auf Absenkungen sehr unterschiedlich ausfällt und von der mittleren Tiefe, dem Schichtungsverhalten, der Gestalt der Talsperre (z.B. Uferentwicklung, Tiefenverteilung), der Trophie-Historie (Maß der Sedimentrücklösung) und insbesondere dem aktuellen Trophiestatus abhängig ist.

7.3 Fazit und Möglichkeiten der Potenzialbewertung

Die Auswertungen der vorhergehenden Kapitel sowie von hier nicht ausführlich dargestellten Analysen zeigen (u.a. in RIEDMÜLLER & HOEHN 2009), dass stärker bewirtschaftete Talsperren hinsichtlich ihrer trophischen Reaktion auf Wasserstandsschwankungen in mehrere Gruppen eingeteilt werden können:

1. Talsperren mit sehr hohem VQ und geringer Verweilzeit, welche als meist polymiktische Seen dem Flusseeotypus entsprechen und während der Zeiten schnellen Durchflusses eher Fließgewässerbiozönosen aufweisen: Die Trophie wird hauptsächlich durch die Verweilzeit gesteuert, bei geringeren Absenkungen von 2-3 m ist meist keine mildere Potenzialbewertung begründbar (z.B. Antrift-Talsperre und möglicherweise Driedorfer Talsperre). In der letztgenannten treten möglicherweise im Sommer regelmäßig und bedingt durch die dann längeren Verweilzeiten erhöhte PP-Biomassen und "eutrophere" Artengemeinschaften auf. Der Bezug auf Absenkungen in diesem Zeitraum (wie z.B. im Jahr 2008 s. Tabelle 44) ist dann nur oft nur scheinbar. Für eine fundierte Entscheidung müssen deshalb mehrere Untersuchungsjahre mit Seepegelaufzeichnungen vorliegen.
2. Polymiktische Talsperren mit längeren Verweilzeiten: Hier können schon relativ zu den Tiefenverhältnissen kleine Absenkungen (schon ab 30-40% max. Absenkung zu mittlerer Tiefe) erhebliche Auswirkungen auf die Trophie besitzen (z.B. TS Bautzen, TS Quitzdorf, SP Radeberg 2). In diesen Sperren spielen Sedimenteinfluss und Phosphor-Rücklösungsprozesse eine große Rolle.
3. Geschichtete Talsperren mit mittleren Tiefen von 6 bis ca. 11 m: Absenkungen verursachen eine Veränderung im Mixisverhalten und können z.B. im Spätsommer eine frühere Mixis auslösen. Ursachen sind u.a. die Nährstoffeinmischung aus dem Tiefenwasser und/oder eine zweites Biomassemaximum im Herbst. Beispielseen sind: Diemeltalsperre und TS Muldenberg.
4. Stark gegliederte Mittelgebirgstalsperren mit mittleren Tiefen von rund 11-18 m mit zahlreichen Zuflüssen und entsprechend vielen Buchten, Stauwurzel- und Flachwasserbereichen: Diese reagieren ebenfalls schon bei geringeren Absenkungen mit Trophie-Erhöpfung, da hier sedimentbürtige Nährstoffe entweder eingetragen oder aus der Rücklösung stammend eingemischt werden. Diese Talsperren können schwach mesotroph bis schwach eutroph sein, wie z.B. TS Dröda, TS Pöhl und Saidenbach sowie Oleftalsperre.
5. Tiefe Talsperren – oft zur Trinkwassergewinnung - mit mittleren Tiefen von 12 bis über 20 m, welche oligotroph bis höchstens sehr schwach mesotroph sind und auch durch höhere Pegelschwankungen (Maximalwerte zwischen 50 und 90% der mittleren Tiefe) in ihrer Trophie nicht beeinflusst werden. Beispiele sind TS Lichtenberg und Eibenstock (SN), Möhne-, Verse und Ennepetalsperre (NW).

Die trophische Verschlechterung wurde in den oben beschriebenen Analysen nur anhand von Probenwerten (Tageswerte der PP-Probenahme) abgeleitet. Wie groß die Trophie-Verschlechterung im Absenkjahr oder Trockenjahr im Vergleich zu Normaljahren tatsächlich ist, soll der in Tabelle 45 dargestellte Vergleich der Jahres-Trophie-Indices zeigen. Die beobachtete Differenz zu Normaljahren soll gleichzeitig eine Grundlage sein, die Ermäßigung in der Potenzialbewertung zu ermitteln. Hierbei ist zu beachten, dass die Trophie-Indices und Differenzen in LAWA-Trophieklassen angegeben sind. Eine Umrechnung in Ökologische Zustandsklassen muss deshalb nach folgendem Schema erfolgen (vgl. Tabelle 46):

Eine LAWA-Trophieklasse entspricht zwei ÖZK (vgl. auch Tabelle 18)

Tabelle 45: Jahrgänge mit trophisch relevanten Seepegel-Absenkungen, deren Trophie-Indices TP-Index, Biomasse-Index (BM-Index = Mittelwert aus Chl a- und BV-Index) und PTSI (berücksichtigt Vorkommen von Indikatorartaxa), Vergleichs-Indices von Jahren ohne Absenkung sowie entsprechende Differenzen mit oranger Kennzeichnung für Erhöhungen, welche ggf. mit den Absenkungen in Verbindung stehen.

Jahrgänge mit trophisch relevanten Seepegelabsenkungen	mittlere Tiefe (m)	TP-Index	BM-Index	PTSI	TP-Index	BM-Index	PTSI	TP-Index	BM-Index	PTSI
		"Absenkjahr"			Vergleichsjahre			Differenz		
Biggetalsperre 2003	19,2	1,92	2,22	2,07	1,94	2,48	2,06	-0,02	-0,27	0,01
Biggetalsperre 2005		1,79	2,44	1,84	1,94	2,48	2,06	-0,15	-0,04	-0,22
Diemeltalsperre 2008	10,6	3,03	3,88	3,08	2,90	2,96	3,00	0,12	0,92	0,08
Driedorfer TS 2008	6,1	3,67	3,09	2,88	3,76	3,36	3,32	-0,09	-0,26	-0,44
Edertalsperre 2008	15,2	3,34	2,35	3,09	2,46	2,06	3,02	0,88	0,29	0,07
Hennetalsperre 2003	18,0	1,89	2,81	1,97	1,87	2,62	2,08	0,02	0,19	-0,11
Hennetalsperre 2005		1,87	2,83	2,35	1,87	2,62	2,08	0,00	0,21	0,27
Oleftalsperre 2008	18,4	1,43	1,71	1,88	1,33	2,27	1,54	0,10	-0,56	0,34
SP Radeburg 2 2006	2,2	4,35	4,28	4,35	3,92	3,89	4,20	0,43	0,39	0,15
SP Radeburg 2 2008		3,84	3,68	3,90	3,92	3,89	4,20	-0,07	-0,21	-0,30
TS Bautzen 2003	7,4	3,54	3,81		3,67	3,81	3,63	-0,13	0,00	
TS Bautzen 2008		4,00	3,95	4,43	3,67	3,81	3,63	0,34	0,14	0,80
TS Dröda 2003	13,1	2,01	2,32	2,51	1,77	2,06	2,36	0,24	0,26	0,16
TS Muldenberg 2003	6,1	1,86	1,81		1,44	1,36	1,37	0,42	0,45	
TS Pirk 2003	5,8	3,53	3,31	4,21	3,55	3,34	3,75	-0,02	-0,03	0,47
TS Pöhl 1999	15,3	2,24	3,42		2,23	2,66	2,76	0,01	0,76	
TS Pöhl 2000		2,16	3,19	2,78	2,23	2,66	2,76	-0,07	0,53	0,02
TS Pöhl 2001		2,72	3,70	2,40	2,23	2,66	2,76	0,49	1,04	-0,36
TS Pöhl 2003		2,02	2,47	2,88	2,23	2,66	2,76	-0,21	-0,19	0,12
TS Quitzdorf 2001	2,6	3,93	4,45		4,04	3,74	3,77	-0,11	0,71	
TS Quitzdorf 2003		4,10	4,04		4,04	3,74	3,77	0,06	0,30	
TS Saidenbach 2003	15,6	1,78	2,35	1,65	1,61	2,05	1,95	0,17	0,31	-0,30
TS Saidenbach 2004		1,76	2,04	2,13	1,61	2,05	1,95	0,16	0,00	0,18

Die Plausibilität des Vergleichs der Trophie-Indices der "Absenkjahre" mit Normaljahren ist im Wesentlichen davon abhängig, wie gut die Datenbasis der Vergleichsjahre ist. Z.B. liegt für die Driedorfer- und die Oleftalsperre nur jeweils ein Vergleichsjahr vor. Für die Oleftalsperre ist darüber hinaus aufgrund des Fehlens von Seepegeldaten unklar, ob es sich tatsächlich um ein hydrologisches Normaljahr handelt. Bei den Ruhrtalsperren können in den Jahren 2003 bis mindestens 2005 die PP-Biovolumina laborbedingt zu hoch sein. Für einige Jahre lagen der Begutachtung keine Artenlisten zur Ermittlung des PTSI zur Verfügung (→ grau unterlegt). Für die hessischen

Seenjahre sind die TP-Analysen nicht zuverlässig. Die Vergleichsjahre gehen zum Teil bis zum Jahr 2000 zurück. Seither könnte u.a. durch Sanierungen eine Re-Oligotrophierung stattgefunden haben. Derartige Trends sowie die genannten Einschränkungen wurden für die Analyse in Tabelle 45 nicht berücksichtigt, sollten aber von den Bearbeitern in den Bundesländern nochmals genauer betrachtet werden, um zu einem fundierten Schluss zu kommen, ob tatsächlich solitär durch die Absenkung eine Trophie-Verschlechterung zu diagnostizieren ist.

Tabelle 46: Vorschlag für eine Berücksichtigung von absenkungsbedingten Verschlechterungen der Trophie bei der Ermittlung des ökologischen Potenzials mit PSI-Bewertung. PSI = PhytoSee-Index nach bisherigem Verfahren, orange unterlegt = Zunahme der Trophie-Indices in den Absenkjahren im Vergleich zu "Normaljahren", grau unterlegt = keine Verschlechterung oder keine PSI-Berechnung aufgrund fehlender Phytoplanktondaten.

Jahrgänge mit trophisch relevanten Seepegelabsenkungen	See-typ	mittlere Tiefe (m)	TP-Index	BM-Index	PTSI	Trophie-klasse	Ökologische Qualität	PSI-"ÖZ"	PSI-ÖP
			Differenz			Bewertungsmilderung			
Biggetalsperre 2003	8	19,2	-0,02	-0,27	0,01	keine		2,46	2,46
Biggetalsperre 2005			-0,15	-0,04	-0,22	keine		2,61	2,61
Diemeltalsperre 2008	5	10,6	0,12	0,92	0,08	0,4	0,8	4,73	3,93
Driedorfer TS 2008	6.2	6,1	-0,09	-0,26	-0,44	keine		2,71	2,71
Edertalsperre 2008	5	15,2	0,88	0,29	0,07	0,4	0,8	3,45	2,65
Hennetalsperre 2003	5	18,0	0,02	0,19	-0,11	0,1	0,2	2,74	2,54
Hennetalsperre 2005			0,00	0,21	0,27	0,2	0,4	3,08	2,68
Oleftalsperre 2008	8	18,4	0,10	-0,56	0,34	0,2	0,4	1,86	1,46
SP Radeburg 2 2006	11.2k	2,2	0,43	0,39	0,15	0,3	0,6	4,37	3,77
SP Radeburg 2 2008			-0,07	-0,21	-0,30	keine		3,58	3,58
TS Bautzen 2003	6.1	7,4	-0,13	0,00		keine		k. Bew.	
TS Bautzen 2008			0,34	0,14	0,80	0,4	0,8	4,69	3,89
TS Dröda 2003	5	13,1	0,24	0,26	0,16	0,2	0,4	2,64	2,24
TS Muldenberg 2003	8.5	6,1	0,42	0,45		0,4	0,8	k. Bew.	
TS Pirk 2003	6.1	5,8	-0,02	-0,03	0,47	0,2	0,4	3,64	3,24
TS Pöhl 1999	5	15,3	0,01	0,76		0,4	0,8		
TS Pöhl 2000			-0,07	0,53	0,02	0,2	0,4	3,61	3,21
TS Pöhl 2001			0,49	1,04	-0,36	0,4	0,8	4,00	3,20
TS Pöhl 2003			-0,21	-0,19	0,12	keine		3,06	3,06
TS Quitzdorf 2001	6.1	2,6	-0,11	0,71		keine		k. Bew.	
TS Quitzdorf 2003			0,06	0,30		0,2	0,4	k. Bew.	
TS Saidenbach 2003	5	15,6	0,17	0,31	-0,30	0,1	0,2	2,01	1,81
TS Saidenbach 2004			0,16	0,00	0,18	0,1	0,2	1,72	1,52

Der in Tabelle 46 gemachte Vorschlag stellt nur einen von mehreren Wegen dar, welche zur Potenzialfindung und zur Berücksichtigung von nutzungsbedingten Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands führen können.

Weitere Empfehlungen und Anmerkungen:

- Die Trophieklassen-Milderung wird in Tabelle 46 mit 0,1-Schritten vollzogen (Mittelwert gerundet), was eine hinreichende Genauigkeit bietet.
- Eine Bewertungsabmilderung sollte nur für diejenigen Jahrgänge eines Sees erfolgen, in denen Trophie-wirksame Absenkungen stattfanden.

Eine weitere Möglichkeit zur Berücksichtigung von bewirtschaftungsbedingten Stauspiegelabsenkungen insbesondere bei Talsperren mit häufigen Absenkungen bis zu einem bestimmten Stauziel wäre die Anpassung des See-Subtyps an die Bedingungen bei Absenkung. Dies könnte z.B. zu einem Wechsel des Schichtungstyps – z.B. TS Pirk - oder durch die Veränderungen im Stauvolumen und der mittleren Tiefe zu einem Wechsel im VTQ-Typ führen und somit eine Milderung der Bewertung erfahren.

Die trophische Reaktion einer Talsperre auf Stauspiegelabsenkungen hängt neben den genannten Einflussgrößen auch von der Höhe des externen Phosphoreintrages ab. Sie ist bei noch hohem Phosphoreintrag wesentlich deutlicher zu spüren als bei weitgehend saniertem Einzugsgebiet (= Erreichen des Sanierungszieles). Eine Rückrechnung der Trophiezunahme bei Absenkungen zur Milderung der Bewertung sollte deshalb nur in den Fällen durchgeführt werden, in denen die Sanierung der Einzugsgebiete weitgehend abgeschlossen ist. Ansonsten würde die Bewertungsabmilderung noch vorhandene Sanierungsdefizite bei der Einzugsgebietssanierung überdecken.

Die Erfahrungen und Fehlermöglichkeiten zeigen, dass bei dieser Problemstellung kein Standardverfahren angewandt werden kann, sondern die Lösungen vermutlich see-individuell gefunden werden müssen.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Im Projektzeitraum 2009 bis Mitte 2010 wurde die **Datenbank für künstliche und erheblich veränderte Seen sowie Mittelgebirgsseen** in Deutschland erheblich erweitert, validiert und plausibilisiert. Der Umfang der Datenbank und deren Zusammensetzung werden im vorliegenden Berichtsstand dargestellt. Im Schwerpunkt der Erweiterung lag die Aufnahme aktueller Phytoplanktondaten, die Recherche von Stammdaten u.a. zur genaueren Ermittlung von Verweilzeiten und zur Validierung der Typeinstufung. Des Weiteren wurde eine Recherche und Auswertung zu Wasserstandsschwankungen durchgeführt. Hier sollen deren trophische Auswirkungen analysiert und Hilfestellungen für die HMWB-Ausweisung erarbeitet werden. Mit einem Großteil der neuen Daten wurde Anfang 2010 eine Bewertung mit dem derzeit vorliegenden Auswertetool PhytoSee Version 4.0 durchgeführt und den Bundesländern zur Plausibilisierung zur Verfügung gestellt. Der Rücklauf und offene Fragen wurden in das Arbeitskonzept des zweiten Projektabschnitts eingebunden.

Ebenso wurde an den physikalisch-chemischen **Hintergrund- und Orientierungswerten** für Seen weiter gearbeitet. Der in diesem Rahmen in einem Zwischenstand abgeschlossene Kurzbericht zu Gesamtphosphor-Grenzwerten in den deutschen Seetypen wurde bereits als eigener Berichtsteil zirkuliert (s. RIEDMÜLLER *et al.* 2010). Darüber hinaus haben die Hintergrundwerte im Juli 2011 Eingang in die OGEWV (Bundesgesetzblatt 2011) gefunden. Derzeit finden in Anpassung an die überarbeitete Typologie im Mittelgebirge wiederum Ergänzungen und kleinere Veränderungen in den P-Grenzwerten statt, welche in Kürze der Öffentlichkeit zur Verfügung stehen sollen.

Mit den zusätzlichen Phytoplanktondaten von **AWB und HMWB in der Alpenregion** wurde die Alpen- und Voralpen- (AVA)-Indikatorliste überarbeitet.

Der Umfang der **Verfahrensüberarbeitung** war für die **Ökoregion Mittelgebirge** am größten. Hier wurden alle drei Hauptmetrics sowie die darin enthaltenen Submetrics neu kalibriert und teilweise neu zusammengestellt. Des Weiteren wurde ein Entwurf zur Typologie von Mittelgebirgsseen entworfen, der mit einem neuen Typisierungskriterium dem Volumen-Tiefen-Quotient (VTQ) (Volumenquotient (m^3) / mittlere Tiefe (m)) eine bessere Differenzierung der Seen hinsichtlich ihrer Referenztrophie ermöglicht. Der Entwurf wird in den Kapiteln diskutiert und auf die im Kalibrationsdatensatz enthaltenen Seen angewandt. Für die beiden Schichtungstypen "geschichtet" und "polymiktisch" wurden jeweils zwei bzw. drei Untertypen anhand des VTQ-Kriteriums festgelegt.

Während einige Betrachtungen im Bericht noch mit dem alten Verfahren ("alte" Typologie und Bewertung) durchgeführt werden, wie z.B. die Auswirkungen von Stauspiegelabsenkungen auf die Trophie, fand die Überarbeitung der Metrics im Mittelgebirgsmodul auf Basis der neuen Typologie statt. Hier in Kürze eine Beschreibung der drei Hauptmetrics und Gesamtindex PSI und erfolgte Änderungen:

1. Im **Biomasse-Metric** ist keine Unterscheidung mehr von Ca-armen und reichen Seen sowie des Huminstoff-Gehalts notwendig. Lediglich der Schichtungstyp und der VTQ-Typ sind zu berücksichtigen, so dass insgesamt fünf - 2 Schichtungstypen mit jeweils 2 (gesch) oder 3 (poly) VTQ-Typen - unterschiedliche Bewertungsfunktionen im Mittelgebirgsmodul angewandt werden müssen (s. Tabelle 29).

2. Im **Algenklassen-Metric** (AK-Metric) sind folgende Änderungen eingetreten:

- Überarbeitung der AK-Metrics mit anderen Submetrics und veränderten AK-Kombinationen.
- Für die neue Algenklassen-Bewertung wurden für die folgenden Gruppen einheitliche Bewertungsformeln ermittelt:

1. geschichtete Ca-reiche Seen
2. geschichtete Ca-arme Seen
3. polymiktische Seen unabhängig vom Ca-Gehalt

Im Zuge der Überarbeitung wurden Kurvenanpassungen abgeleitet, anhand derer neben der eigentlichen Trophiebewertung auch eine Trophie-Klassifizierung auf Basis des Vorkommens von ausgewählten Algenklassen durchgeführt werden kann.

3. Die **PTSI-Bewertung** erfolgt im Ablauf wie bisher (u.a. MISCHKE *et al.* 2008): Erster Schritt Trophieklassifizierung mit dem PTSI unter Verwendung einer Indikatorliste für alle Seetypen im Mittelgebirge. Zweiter Schritt Trophiebewertung anhand des PTSI unter Einbeziehung der typspezifischen trophischen Referenzwerte (s. Tabelle 47 und Tabelle 48) für die VTQ-Typen der beiden Mixistypen.

Tabelle 47: Hinsichtlich der Änderungen im Mittelgebirge überarbeitete Liste der Referenztrophie der deutschen Phytoplankton-Subtypen in der Dimension des LAWA-Index (Einstufung s. Tabelle 14). Seesubtypen nach MISCHKE *et al.* (2008), HOEHN *et al.* (2009) und aktuelle Überarbeitung. Sortierung in den Ökoregionen nach Lage der Referenztrophie.

Phytoplankton-Subtyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung des ÖQ	trophischer Referenzzustand Obergrenze	sehr gut/ gut H/G-Grenze	gut/ mäßig G/M-Grenze	mäßig/ unbefriedigend M/P-Grenze	unbefriedigend/ schlecht P/B-Grenze
Alpen und Voralpen						
4	0,75	oligo	1,25	1,75	2,25	2,75
2+3	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
1	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
Mittelgebirge						
7 9	1,00	oligo	1,50	2,00	2,50	3,00
5 8	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
6.1	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
6.2	2,00	meso2	2,50	3,00	3,50	4,00
6.3	2,25	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25
Norddeutsches (und oberrheinisches) Tiefland*						
13	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
10.1	1,50	meso1	2,00	2,50	3,00	3,50
10.2	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
14	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
11.1	2,00	meso2	2,50	3,00	3,50	4,00
11.2	2,25	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25
12	2,75	eu2	3,25	3,75	4,25	4,75

*AWB, HMWB und Sondertypen im Tiefland erhalten hinter der Seetypnummer das Suffix "k" z. B. 13k.

Tabelle 48: 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 MISCHE *et al.* 2008, HOEHN *et al.* 2009 und aktueller Überarbeitung. Sortierung nach Lage der Referenztrophie.)

LAWA-Trophie-Klassifizierung		Trophie-Bewertung (PhytoSee-Verfahren)							
Trophie klassen	LAWA-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	0,5 – 1,5							
	1,25		0,5 – 1,5						
	1,50	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5						
mesotroph 1	1,75	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5					
	2,00		1,5 – 2,5	0,5 – 1,5					
mesotroph 2	2,25	3,5 – 4,5	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	4,5 – 5,5	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	4,5 – 5,5	3,5 – 4,5	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5		
	3,50		4,5 – 5,5	3,5 – 4,5	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5		
polytroph 1	3,75	4,5 – 5,5		4,5 – 5,5	3,5 – 4,5	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5	
	4,00			4,5 – 5,5	3,5 – 4,5	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5	
polytroph 2	4,25	4,5 – 5,5			4,5 – 5,5	3,5 – 4,5	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5
	4,50				4,5 – 5,5	3,5 – 4,5	2,5 – 3,5	1,5 – 2,5	0,5 – 1,5
hypertroph	4,75	4,5 – 5,5							
	5,00								
	5,50								
trophischer Referenzwert		0,75	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,75
H/G-Grenze		1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	2,75	3,25

4. Die Berechnung des Endergebnisses, des **Phyto-See-Index PSI**, erfolgt wie bisher mit einer gewichteten Mittelwertbildung. Die Gewichtungsfaktoren wurden anhand von Korrelationsanalysen zwischen den Metrics und einer Gesamtposphor-Kalibrationskenngröße abgeleitet. Bisher besaßen die drei Einzel-Metrics in allen Mittelgebirgsseetypen das gleiche Gewichtungsmuster. In der überarbeiteten Fassung wurden für geschichtete MG-Seen andere Gewichtungsfaktoren ermittelt als für polymiktische. Der Algenklassen- und Biomasse-Metric konnten durch die Modifikationen z.T. höher gewichtet werden als bisher.

Eine Einarbeitung der Änderungen (neue Typen und deren Bewertungsformeln) in das **Auswertetool PhytoSee** ist zum Teil bereits erfolgt und wird in Gänze in einem laufenden LAWA-Projekt durchgeführt, da im Zuge einer neuen Version noch weitere Änderungen mit eingearbeitet werden.

Ein Überblick über alle Phytoplankton-Seesubtypen gibt die Tabelle 49, in der neben den für die Typeinstufung relevanten Kriterien zusätzlich Hilfskriterien aufgeführt sind. Letztere sollen helfen in Grenzfällen oder bei fehlenden obligaten Kriterien eine passende Typeinstufung zu finden.

Tabelle 49: Für die Qualitätskomponente Phytoplankton relevanten Seetypen nach MICHKE *et al.* (2008), HOEHN *et al.* (2009) und nach aktueller Überarbeitung sowie Bezeichnungen nach der Typologie von MATHES *et al.* (2002).
Grün unterlegt = Relevante Typisierungskriterien, rötlich unterlegt = Hilfskriterien.

Phytoplankton-Subtyp	Seetyp MATHES	Calcium Gehalt	Schichtung	VQ-Grenzen nach MATHES/MICHKE (m ² /m ³ → m ⁻¹)	VTQ-Grenzen (m ⁻²)	mittlere Tiefe (m) (IC-Typologie, Seetyp 11.2 nach MICHKE)	Wasser-aufenthaltszeit
1	1	Ca-reich	poly	alle VQ		≤ 3 m	
2+3	2,3		gesch	alle VQ, Voralpen		3-15 m	
4	4			alle VQ, Alpen		> 15 m	
5	5*	Ca-reich	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m	
7	7*			< 1,5	≤ 0,18	> 8 m	
8	8*	Ca-arm	gesch	> 1,5	> 0,18	< 8 m	
9	9*			< 1,5	≤ 0,18	> 8 m	
6.1	6	Ca-reich und 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	Ca-reich	gesch	VQ 1,5-15			1-10 a
10.2	10	Ca-reich	gesch	VQ > 15			0,1-1 a
13	13	Ca-reich	gesch	VQ ≤ 1,5			10-100 a
11.1	11	Ca-reich	poly	VQ > 1,5			> 30 d
11.2	11	Ca-reich	poly	VQ > 1,5		≤ 3 m	> 30 d
12	12	Ca-reich	poly	VQ > 1,5			3-30 d
14	14	Ca-reich	poly	VQ ≤ 1,5			< 10 a

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

*Seetypen 5, 7, 8 und 9 sind nach MATHES *et al.* (2002) nach VQ differenziert und nicht nach VTQ.

Im **PSI-Bewertungsmodul Tiefland** wurden die beiden Indikatorlisten TLgeschAWB und TLpolyAWB (für die geschichteten bzw. polymiktischen AWB und HMWB) nochmals geprüft und angepasst. Die Indikatorliste für geschichtete AWB-Tieflandseen TLgeschAWB wurde einem Abgleich mit der Liste der natürlichen Seen unterzogen unter Berücksichtigung des Vorkommens der Taxa im erweiterten Praxistest-Datensatz. Neben den Modifikationen in der AWB-Liste wurde bereits der Überarbeitungsbedarf für die natürlichen Seen abgesteckt. Diese Arbeiten werden im LAWA-Folgeprojekt, in dem auch die Bewertung der Gruppe der natürlichen Seen noch mal zur Disposition steht, weiter geführt.

Die Datenabfrage zu Stauspiegeldaten parallel zu Jahren mit Phytoplanktondaten ergab einen Datensatz von 72 Jahrgängen. Es sollte geprüft werden, ob und in welchem Maß **Stauspiegel-Ab-senkungen** die Trophie und in Folge die Bewertung beeinflussen können. Bewirtschaftungsbedingte Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands dürfen bei der Bewertung des **Ökologischen Potenzials** berücksichtigt werden und es kann eine diesbezüglich angepasste Milderung der Bewertungsmaßstäbe erfolgen. Auf Basis der Auswertung werden Vorschläge gemacht, wie die durch Pegelabsenkungen bedingten Verschlechterungen in der Trophie bei der Bewertung mit Phytoplankton berücksichtigt werden können.

Eine weitere zentrale Arbeitsaufgabe des hier berichteten Projekts war die Weiterführung der **Überarbeitung der LAWA-Trophie-Klassifizierungsmodelle**. Hierzu wurde eine eigene Datenbank aufgebaut, in welcher für über 1.900 Seen Proben- und Jahres-Trophiedaten zusammengestellt und plausibilisiert wurden. In der Auswertung wurden in einem ersten Schritt durch grafische und statistische Analysen Seengruppen ermittelt (s. Tabelle 50), deren Trophieverhalten bzw. Phytoplankton-Produktivität ähnlich ist. Prüfkenngrößen waren die Chlorophyll- und Gesamphosphorkonzentrationen im Saisonmittel (Mittelwert von März/April bis Oktober/November). Die veränderten Randbedingungen der Trophieklassifikation – Verwendung des Saisonmittels statt wie bisher des Sommermittels - sowie viele weitere Aspekte z.B. zu Außenseiterseen oder –seentypen werden erläutert und diskutiert. Es wurden sechs Seengruppen mit ähnlichem Trophieverhalten gefunden (s. Tabelle 50) und für diese Klassifikationsformeln sowie Trophieklassengrenzen abgeleitet, welche nun zum Anwendungstest zur Verfügung stehen.

Tabelle 50: Seengruppen, welche hinsichtlich der Trophieklassifikation mit der Kenngröße Gesamphosphor-Saisonmittelwert gemeinsam behandelt werden können und deren Unterscheidungskriterien.

Seengruppe	Ökoregion	Gewässerart	mittlere Tiefe	See-fläche	Beschreibung
geschichtete Seen AVA/MG, natS, BS, TBS, Teiche	AVA, MG	ohne TS	alle	alle	dominiert durch AVA natS (nur 4 Seen im Datensatz zwischen 5-10 ha)
geschichtete Seen MG/AVA, Talsperren/Stauseen	MG, AVA	nur TS	alle	alle	dominiert durch MG TS (nur 6 Seen im Datensatz zwischen 5-10 ha)
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe kleiner als 3 m	alle	alle	< 3 m	alle	stark dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
polymiktische Seen mit mittlerer Tiefe größer als 3 m	alle	alle	> 3 m	alle	stark dominiert durch TL-Seen, MG und AVA fügen sich gut ein
geschichtete TLSeen größer als 5 ha	TL	alle	alle	> 5 ha	dominiert durch natS, daneben BS und TBS
geschichtete TLSeen kleiner als 5 ha	TL	alle	alle	< 5 ha	dominiert durch natS

Im bereits angelaufenen **LAWA-Folgeprojekt O 4.10** (Laufzeit bis Anfang 2012) werden neben zahlreichen weiteren Aufgaben in der Seenbewertung, wie z.B. Qualitätssicherung in der Phytoplankton-Datenerhebung, nochmals Verfahrensanpassungen sowie die Trophieklassifizierung mit den Kenngrößen Sichttiefe und Gesamphosphorkonzentration während der Frühjahrszirkulation bearbeitet. Eine Teilaufgabe ist die Erstellung eines Auswertetools zur Berechnung von Trophie-Klassifikations-Indices und des dann auf neuen Berechnungsmodellen basierenden LAWA-Index.

9 Verwendete Abkürzungen

AVA = Alpen- und Voralpen

AWB = artificial waterbodies. Der Einfachheit halber wird im Text die Gruppe der HMWB und AWB oft nur mit AWB oder "k" wie künstlich bezeichnet

Biomasse-Index: Mittelwert aus Chl a- und BV-Index, der eine Trophie-Klassifikationsgröße darstellt

Biomasse-Metric: Einzelmetric des PSI, dessen Ergebnis in der Skala der ökologischen Qualität 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 des LAWA-Index (LAWA 1999) basierend auf dem Saisonmittelwert

gesch = Schichtungstyp geschichtet.

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

H&O-Werte = Hintergrund- und Orientierungs-Werte, die Hintergrundwerte bezeichnen die H/G-Grenzen, 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

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

k-Suffix = kennzeichnet künstliche oder erheblich veränderte Seen in einem Seen-Subtyp

MG = Mittelgebirge

mittT = mittlere Tiefe

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:

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

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

PPS = Phytoplankton-Seen

TBS = Tagebauseen

TL = norddeutsches Tiefland

TP-Index = Gesamtphosphor-Index des LAWA-Index bzw. dessen hier überarbeitete Version (s. Kap. 2.5) basierend auf dem Saisonmittelwert

Trophie-Index_{MG}: Mittelwert aus TP-Index und Biomasse-Index, wurde zur Metric-Herleitung und Validierung für die Mittelgebirgsseen bei HOEHN *et al.* (2009) verwendet.

Trophie-Index: Mittelwert aus TP-Index und Biomasse-Index, wurde zur Metric-Anpassung und Validierung in der vorliegenden Überarbeitung 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)

10 Literatur

- ARLE, J., K. BLONDIK; U. CLAUSSEN, A. DUFFEK, J. HEIDEMEIER, F. HILLIGES, A. HOFFMANN, D. KOCH, W. LEUJAK, V. MOHAUPT, S. NAUMANN, S. RICHTER, P. RINGELTAUBE, P. SCHILLING, C. SCHROETER-KERMANI, A. ULLRICH, J. WELLMITZ, R. WOLTER (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte. Umweltbundesamt. 116 S.
- 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.
- 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.
- FRIMMEL, F.H., KUMKE, M.U. (1999): Optische Parameter zur Stoffcharakterisierung vom Trinkwasser bis zum Abwasser. Postprints der Universität Potsdam, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 25, 23 S.
- 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.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuchverlag, Berlin. 43 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 27 S.
- LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer" (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag. Berlin. 74 S.
- 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.
- 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. (20.05.2009b): Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach MISCHKE *et al.* (2009) und HOEHN *et al.* (2008) 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“. 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., 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.
- 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. & MISCHKE, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. 6 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2009): Auswertung von Phytoplanktonproben und Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen in Hessen nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie Untersuchungsjahre 2005, 2007 und 2008 im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG). 52 S., 2009.
- SCHÖNFELDER, J. (2006): Arbeitspapier "Referenzzustände der Diatomeen-basierten Seetypen Norddeutschlands nach trophischen Kriterien" (Jörg Schönfelder 2006). 1 S.

11 Anhang

11.1 Tabelle: Trophieklassifizierung mit dem Biovolumen-Saisonmittelwert

Tabelle 51: Indexzuweisung für den Parameter Biovolumen-Saisonmittelwert zur Trophieklassifikation.

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

Mit dem Biovolumenindex, der in MISCHKE *et al.* (2010) erstmals vorgestellt wurde, kann in Ergänzung zum LAWA-Index und PTSI (s. RIEDMÜLLER *et al.* 2006) eine Trophieklassifizierung erfolgen. Er ist als Werkzeug anzusehen, mit dem alle Arten von Seen in jeglicher Größe mit einem Saisonmittelwert aus vier Probenahmen (mindestens drei innerhalb in der Saison) trophisch klassifiziert werden können.

Der BV-Index kann mit der unten stehenden Formel oder anhand der Tabelle 51 ermittelt werden. Die Zuordnung zur Trophieklasse folgt LAWA (1999).

Die Berechnung des Index erfolgt nach der Formel:

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

(In der vorliegenden Überarbeitung wurde gegenüber der Darstellung in MISCHKE *et al.* (2010) die Tabelle 51 sinnvoller strukturiert.)

11.2 Tabelle: Trophieklassifizierung mit dem Gesamtposphor-Saisonmittelwert

Tabelle 52: Indexzuweisung für den Parameter Gesamtposphor-Saisonmittelwert zur Trophieklassifikation.

Trophiegrad	Trophieindex	gesch. AVA/MG "natSeen"	gesch. MG/AVA Talsperren	gesch. TL- Kleinseen (< 5 ha)	gesch. TL-Seen	polymikt. Flachseen (mT < 3 m)	polymikt. Seen (mT > 3 m)
oligotroph	0,5	4			4		
	0,6	4			4		
	0,7	5	4		5		
	0,8	5	4		5		
	0,9	6	5	5	6		
	1,0	6	5	5	7		
	1,1	7	6	6	8		5
	1,2	8	7	6	9		6
	1,3	9	7	7	10		7
	1,4	10	8	8	11		7
	1,5	11	9	9	12		8
mesotroph 1	1,6	13	10	10	13		9
	1,7	14	12	12	15		10
	1,8	16	13	13	17	10	12
	1,9	18	14	15	19	11	13
	2,0	20	16	17	21	13	15
mesotroph 2	2,1	22	18	19	23	14	16
	2,2	25	20	21	26	16	18
	2,3	28	22	23	29	18	21
	2,4	31	25	26	33	20	23
	2,5	35	28	30	37	23	26
eutroph 1	2,6	39	31	33	41	26	29
	2,7	44	35	37	46	29	32
	2,8	49	39	42	51	33	36
	2,9	55	43	47	58	37	41
	3,0	62	48	53	64	41	45
eutroph 2	3,1	69	54	60	72	46	51
	3,2	77	60	67	81	52	57
	3,3	87	67	76	90	58	64
	3,4	97	75	85	101	66	71
	3,5	109	83	95	113	74	80
polytroph 1	3,6	122	93	107	127	83	90
	3,7	136	104	121	142	93	100
	3,8	153	116	136	159	105	112
	3,9	171	129	152	177	118	126
	4,0	192	144	171	199	133	141
polytroph 2	4,1			193	222	149	158
	4,2			216	249	168	177
	4,3			243	278	188	198
	4,4			273	312	212	221
	4,5			307	349	238	248
hypertroph	4,6			345	390	268	278
	4,7			388	437	301	311
	4,8			436	489	339	348
	4,9			491	547	381	390
	5,0			551	612	428	436

mT = mittlere Tiefe