



Überarbeiteter¹ Endbericht zum LAWA - Projekt

Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Projektbezeichnung: OK 5.90

Projektleitung: Prof. Dr. Brigitte Nixdorf, BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz

Projektbearbeiter: Dr. Ute Mischke, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
(IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V.

Eberhard Hoehn, LBH Freiburg

Ursula Riedmüller, LBH Freiburg

Zuarbeiten von: Dr. Jacqueline Rücker, BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz

Dr. Ilka Schönfelder, Büro für Diatomeenanalyse

Fachliche Begleitung:

LAWA – Unterarbeitskreis „Oberflächengewässer“ unter Leitung von Dr. Eberhard Rohde

Bad Saarow, Berlin, Freiburg im März 2006

¹ Die Überarbeitung bezieht sich insbesondere auf die Tabelle 10 auf S. 45 ff.

Inhaltsverzeichnis

Glossar	6
1 Aufgabenstellung.....	8
2 Bearbeitungsebenen zur Entwicklung eines Bewertungssystems anhand des Phytoplanktons.....	9
3 Erstellen der Datenbank.....	11
3.1 Voraussetzungen und Probleme der Datenerfassung	11
3.1.1 Fehlerquellen bei der Probennahme und -lagerung.....	12
3.1.2 Fehlerquellen bei der mikroskopischen Auswertung.....	13
3.2 Datenaufbereitung.....	16
3.3 Anforderung an qualifizierte Datensätze	16
3.4 Taxonomische Standardisierung – Mindestbestimmbarkeitsliste	17
3.4.1 Harmonisierte Taxaliste.....	17
3.4.2 Festlegung des taxonomischen Mindestbestimmbarkeitsniveaus.....	20
3.4.3 Eingrenzung der Taxaliste auf potentielle Indikatortaxa.....	22
3.5 Erweiterung um Daten aus österreichischen Standgewässern	23
4 Ermittlung der Referenzseen bzw. –zustände und Voreinstufung der Seen in Degradationklassen.....	24
4.1 Angewandte Verfahren zur Ermittlung des trophischen Belastungsstatus	24
4.2 Ermittlung der seetyp-spezifischen Referenztrophy	25
4.2.1 Modifikation der Subtypen bzw. Gruppen von Seen für die Referenzermittlung	27
4.2.2 Vereinheitlichte Referenztrophy der Seetypen für die Phytoplanktonbewertung	29
4.3 Referenzseen der Alpen und Voralpen	30
4.4 Referenzseen Tiefland	31
5 Validierung der "top-down-Seentypologie" nach Mathes et al. (2002) hinsichtlich des Kompartiments Phytoplankton und dessen Artenzusammensetzung	34
5.1 Problemstellung.....	34
5.2 Verwendete Datensätze, statistische Methoden und Ergebnisse.....	34
5.3 Umgang mit der Seentypologie sowie Anpassen der Bewertungsskala der EU- WRRL an die Trophiebewertung	38

6	Herleitung des Metrics Phytoplanktonbiovolumen.....	40
6.1	Klassengrenzen Gesamtbiovolumen.....	43
6.2	Überprüfung des Entwurfs zum Metric Gesamtbiovolumen mit neueingestufteten Seendatensätzen	46
7	Herleitung von Metrics für Algengruppen/ - klassen / -ordnungen	52
7.1	Dominanzwert der „Algenklassen“ als potentielle Kenngröße	53
7.1.1	Untersuchungsansatz und –strategie, Datengrundlage	53
7.1.2	Verteilung der „Algenklassen“ im Tiefland.....	54
7.1.3	Verteilung der „Algenklassen“ in Seen der Alpen und Voralpen	62
7.2	Optimierung der möglichen Einzelkenngrößen der „Algenklassen“-Dominanz mittels absoluter Biovolumina und Gruppierungen	68
7.2.1	Überprüfung möglicher „Algenklassen“-Kenngrößen anhand der überarbeiteten Voreinstufung	68
7.2.2	Optimierung und Gruppierung der „Algenklassen“-Kenngrößen auf Basis absoluter Biovolumina	77
7.3	Übersicht über die optimierten Einzelkenngrößen „Algenklassen“	80
7.3.1	Tiefland.....	80
7.3.2	Alpen- und Voralpen.....	81
8	Funktionelle Gruppen als potentielle Metrics	83
9	Herleitung eines Metrics zur Trophie-Indikation anhand der Artenzusammensetzung	86
9.1	Ermittlung von aussagekräftigen Kenngrößen im Vorfeld der Auswertung	86
9.1.1	Problemstellung.....	86
9.1.2	Eignung der Kenngröße Gesamtphosphor als "Trophiegradient"	86
9.1.3	Auswahl von relevanten Trophie- und Abundanz-Kenngrößen zur Unterlegung der Taxonverteilungen im Trophiespektrum.....	88
9.1.4	Modifikation der Trophie-Kenngrößen LAWA-Index und TP-Konzentration.....	89
9.2	Beschreibung der Kalibrierungsdatensätze zur Ermittlung trophieanzeigender Indikatorarten	91
9.2.1	Umfang und Auswahlkriterien	91
9.2.2	Verteilung im Trophiespektrum und zu erwartende Stichprobeneffekte.....	91
9.3	Ermittlung von Trophie anzeigenden Taxa im Phytoplankton von Seen	94
9.4	Indikatorarten und ihre Trophieschwerpunkte - Ergebnisse	98
9.4.1	Indikatorlisten	98

9.4.2	Trophieschwerpunkte in den Ökoregionen.....	99
9.5	Entwicklung des Metrics Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)	101
9.5.1	Ableitung von numerischen Trophieschwerpunkten (TSP) und Gewichtungsfaktoren.....	101
9.5.2	Entwicklung und Notwendigkeit von Trophieankerwerten (TAW).....	103
9.5.3	Festlegung von numerischen Grenzen einer sinnvollen Trophie-Bioindikation.....	104
9.6	Anwendungsbeispiele des Bewertungsverfahrens PTSI	104
9.6.1	Test mit dem Validierungsdatensatz der geschichteten Seen des Tieflandes	104
9.6.2	Saisonales Auftreten von Indikatortaxa – Fallbeispiel Scharmützelsee	107
9.6.3	Fazit der Validierung des PTSI und Ausblick	109
10	Das Verfahren „DI-PROF“ anhand von Profundaldiatomeen.....	111
10.1	Einleitung	111
10.1.1	Methoden	112
10.1.2	Der Diatomeenindex auf der Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal (DI-PROF)	113
10.2	Entwicklung des Trophieindex DI-PROF	114
10.3	Vorschlag für ein Bewertungssystem	118
11	Verschneiden der Metrics zu einer Gesamtbewertung.....	121
12	Arbeitsanleitung zur Seenbewertung anhand des Phytoplanktons sowie Verschneidung der Einzelmetrics	124
12.1	Einführung sowie Ermittlung des Gesamtergebnisses	124
12.2	Bewertung nach dem Metric „Gesamtbiolumen“	126
12.3	Bewertung nach dem „Algenklassenmetric“	126
12.4	Bewertung nach dem Metric Phytoplankton-Taxon-Seen-Index (PTSI)	130
12.5	Bewertung nach dem Metric „Profundaldiatomeen“	131
13	Zusammenfassung	133
14	Literatur	137
15	Danksagung	141
16	Abbildungsverzeichnis.....	143
17	Tabellenverzeichnis.....	149
18	Anlagen.....	153
18.1	Anlage 1	153

18.1.1	Box-plot-Darstellungen der Dominanzwerte der „Algenklassen“	153
18.1.2	Indikatorlisten der Ökoregionen Alpen/Voralpen und Tiefland	153
18.2	Anlage 2 (separate Datei): Anforderungen an Probenahme, Felddaten und Ermittlung der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL Teil I: Anforderungen an Probenahme, Felddaten und Ermittlung der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung im Rahmen der EU-WRRL Teil 2: Taxonomische Analyse und Utermöhl-Methode (Mikroskopie)	153
18.2.1	Anhang 1: Hoehn, E. et al. (1998). ATT T17 (Bestellinformation).....	153
18.2.2	Anhang 2: CEN – Norm-Entwurf (separate pdf-Datei)	153
18.2.3	Anhang 3: Integrationsschöpfer	153
18.2.4	Anhang 4: Diatomeen-Präparation nach van der Werff.....	153
18.3	Anlage 3 (nur auf Berichts-CD als Excel-Datei): Harmonisierte Taxaliste mit Mindestbestimmbarkeitsniveau	153

Glossar

- Algenklassenkenngrößen:** Einzelkenngrößen des Bewertungsmetrics „Algenklassen“², die spezifisch für einen Seetyp und eine Phytoplanktongruppe definiert sind, und die durch Mittelwertbildung das Metricergebnis „Algenklassen“ bilden.
- Biomasseindex:** Mittels Index-Verfahren errechnete Größe zur Bestimmung des biomasseabhängigen Index, welches eine Bewertung anhand der Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) des Gesamtbiovolumens im Vergleich zu den seetyp-spezifischen referenzbezogenen Werten durchführt. Das Verfahren ist Bestandteil des PSI (Definition s. dort).
- Brettum-p:** Kenngröße für die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens eines Taxons in einer Trophiestufe, welche sich aus den Prozentwerten der Dominanz und der Stetigkeit errechnet.
- DI-PROF:** Index-Verfahren für ausgewählte Tieflandseen anhand der Dominanzwerte von planktischen Diatomeen in Profundalproben, verrechnet mit Trophieoptima- und Gewichtungswerten nach Schönfelder (2004b). Teil des PSI (Definition s. dort).
- Dominanzwert (DW):** Prozentualer Anteil einer Phytoplanktongruppe am Gesamtbiovolumen in einer Probe.
- Harmonisierte Taxaliste:** Liste aller gemeldeten Phytoplanktonarten und -gruppen von 60 verschiedenen Fließgewässern und 290 Seen Deutschlands mit insgesamt 300.000 Einzelbefunden aus den Jahren 1972 bis 2004, die hinsichtlich synonymen Namensgebung und Zählkategorien auf gemeinsame, zumeist gültige taxonomische Bezeichnungen vereint wurden und für die mindestens ein Biovoluminawert vorliegt.
- Index-trans:** Dezimale Trophie- und Orientierungskenngröße zur Ermittlung von Indikatortaxa im Phytoplankton von Seen angelehnt an den LAWA-Index.
- Indizientrophiegröße:** Hilfsgröße zur Belastungsbeschreibung, die aus Einzeltrophieparametern („Indizien“) bei unvollständigen Trophiedaten und Beprobungszahlen hergeleitet wurde. Sie nutzt Chlorophyll a- und/oder Gesamtphosphor-Konzentration und/oder Sichttiefe und stuft die Trophie nach den Klassengrenzen des LAWA-Index (1999) der geschichteten Seen bei nicht bewertungskonformen Trophiedaten ein. Sie ist Teil anderer Bezugsgrößen zur Belastungsbeschreibung wie des „Index-trans“ und der „Synthese-Degradationseinstufung“.
- LAWA-Index:** Nach dem Verfahren nach LAWA (1999) errechneter Index zur Trophiecharakterisierung von Seen, welcher Werte zwischen 0,5 und 5,0 annehmen kann.
- Metric „Algenklassen“:** Biologische Kenngröße, die anhand der Mittelwertbildung aus 2 bis 5 Algenklassenkenngrößen gebildet wird. Ist Teil des PSI (Definition s. dort).
- Mindestbestimmbarkeitsliste:** Erreichbares Bestimmungsniveau bei Anwendung der im Verfahren geforderten lichtmikroskopischen Methoden ausgewiesen in der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons.
- Operative Taxaliste:** Entspricht der Mindestbestimmbarkeitsliste im Bewertungsverfahren für Seen.
- PSI (Phytoplanktonseenindex): MMI** - Multimetrischer Index zur Bewertung von Seen anhand der Zusammensetzung und der Biomasse des Phytoplanktons, in welchem der Biomasseindex, der Metric „Algenklassen“, der PTSI und ggf. der DI-PROF durch eine seetyp-spezifische Gewichtung miteinander verrechnet und zu einem Gesamtergebnis verschmolzen werden.

² Algenklassen fassen in diesem Zusammenhang taxonomisch unterschiedliche Gruppen des Phytoplanktons zusammen, die nicht immer mit der taxonomischen Kategorie „Klasse“ identisch sind.

Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI): Index, mit dem anhand der Artenzusammensetzung und den entsprechenden Biovolumina einer Phytoplanktonbiozönose eine Trophie-Ermittlung für jeden Probesternin durchgeführt werden kann. Dimension des Ergebnisses ist mit dem LAWA-Index vergleichbar. Ist Teil des PSI (Definition s. dort).

Potentielle Indikatortaxa: Phytoplanktontaxa, die anhand des Mindestbestimmbarkeitsniveaus (s. Mindestbestimmbarkeitsliste) ausgewählt wurden und die sich grundsätzlich für ein Trophie-indikationssystem eignen, da sie zur Zielgruppe (Phytoplankton) gehören und mehrmals nachgewiesen wurden.

Prädegradation: Voreinstufung der trophischen Belastung zur Ermittlung erster vorläufiger Kenngrößen zu Beginn der Herleitung des Bewertungsverfahrens. Sie wurde aus dem Vergleich der Trophie im Ist-Zustand mit dem seetyp-spezifischen Schema von Schaumburg et al. (2002) hergeleitet, den Bundeslandvertretern zur Prüfung vorgelegt und nach deren Einzelkorrekturen überarbeitet (Stand Februar 2004). Die Einstufung der Kalibrierungsdatensätze nach der „Prädegradation“ wurde bei der weiteren Verfahrensentwicklung durch die „Synthese-Degradationseinstufung“ und durch den „Index-trans“ abgelöst.

Profundal diatomeen:

Referenz trophie: Potenziell natürlicher Trophiestatus eines Sees angegeben in den Trophiestufen des LAWA-Bewertungsverfahrens (1999)

Seentypspezifische Referenz trophie: Festlegung einer Referenz trophie für alle Seen eines Seentyps zur Verfahrensdurchführung. Die Referenz trophie wurde als Synthese aus der Vorbewertung durch die Bundesländer, aus der Schwankungsbreite aller see-individuellen Soll-Zustände nach LAWA innerhalb eines Seentyps, durch Ermittlung der natürlichen Schwankungsbreite von Langzeitdatensätzen von Seen im sehr guten Zustand und aus den Kenntnissen paläolimnologischer Untersuchungen ermittelt.

Synthese-Degradationseinstufung: Bezugsgröße zur Belastungsbeschreibung für die Ermittlung des „Biomasseindex“ und des Metrics „Algenklassen“. Synthese aus LAWA-Trophie und „Indizientrophiegröße“ transformiert in die 5 Bewertungsklassen nach WRRL im Vergleich zur seetyp-spezifischen Referenz trophie, nach Ausschluss identifizierter Ausreißer mittels des Chlorophyll-a/Biovolumen-Verhältnisses und in Zweifelsfällen Einschätzung nach „Expertenmeinung“ der Bundeslandvertreter.

TP-Index/Probe: Eine an das LAWA-Index-Verfahren angelehnte Indexgröße, welche sich lediglich auf die an einem Probesternin gefundene TP-Konzentration im Epilimnion bezieht.

Trophieankerwert (TAW): Artspezifische Verrechnungsgröße im Verfahren zur Ermittlung des PTSI, mit der die Trophiepräferenz des Indikatortaxons in den Index eingeht. Wertebereich zwischen 0,5 und 5,2.

Trophiepräferenz: Schwerpunkt des Auftretens von Phytoplanktontaxa im Trophiespektrum

Trophieschwerpunkt (TSP): Numerische Größe, welche den Vorkommensschwerpunkt eines Phytoplanktontaxons im Trophiespektrum des Index-trans angibt.

Trophische Vorkommensschwerpunkte: Vorkommensschwerpunkte von Phytoplanktontaxa im Trophiespektrum.

VegTP-Index: Mittelwert der TP-Indices an den Probesterninen im Mittel der Vegetationsperiode.

1 Aufgabenstellung

Die Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik (Europäische Union, 2000) fordert unter anderem eine ökologische Bewertung von Oberflächengewässern anhand der Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons. Dieser biozönotische Ansatz trägt der Tatsache Rechnung, dass das Phytoplankton ein sehr sensibler Indikator für Verschmutzung von Wasser ist (Nygaard 1949). Die EG-WRRL fordert somit ein Bewertungsverfahren mit den Kenngrößen Gesamtbiomasse, Artenzusammensetzung und Sichttiefe in vier Degradationsstufen abweichend von einem anthropogen unbeeinflussten Zustand. Die als „sehr gut“ definierte Zustandsklasse ist das biozönotisch zu begründende Leitbild (Rohde & Nixdorf, 2002). Das Phytoplankton kann primär als Anzeiger für die Degradation hinsichtlich der Belastung „Eutrophierung“ dienen (Järnefelt 1952, Heinonen 1980, Hörnström 1981, Brettum 1989).

Eine vorbereitende Literaturstudie (Knopf et al. 2000, Nixdorf et al. 2000) ergab, dass es für Seen in Deutschland weder ein geeignetes Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton noch eine standardisierte Methode zur Erfassung gibt. Deshalb wurde durch die Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA) ein Forschungsvorhaben (OK 5.90) mit dem Ziel initiiert, ein Bewertungsverfahren für Seen mittels Phytoplankton sowie eine Probenahme- und Laborvorschrift zu entwickeln. Der vorliegende Endbericht zu diesem Projekt ist als Entwurf anzusehen, der in einem Praxistest bis zum Jahr 2006 geprüft wird. Er enthält eine ausführliche Darstellung der Datenbasis und der Herleitung von Kenngrößen mit Rekonstruktion bzw. Festlegung der Referenzzustände.

Die Ermittlung der Degradation Trophie erfolgt auf der Basis eines multimetrischen Index. Neben der Trophie-Indikation auf Taxonebene sollten weitere Metrics u.a. hinsichtlich Gesamtbiovolumen und „Algenklassen“-Verteilung empirisch erarbeitet werden (s. Kap. 6 und 7).

Da weder die Beprobung noch die taxonomische Bestimmung des Phytoplanktons aus natürlichen Oberflächengewässern in Deutschland bisher einer Normung unterliegen, waren neben der Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für den ökologischen Zustand von Seen anhand des Phytoplanktons weitere Ziele dieses Projektes

- die Vorgabe zum taxonomischen Bestimmungsniveau als Ergebnis der Harmonisierung und Auswertung der zusammengetragenen Taxalisten aus bisherigen Untersuchungen und
- eine bewertungsrelevante Beprobungsvorschrift zu erstellen.

2 Bearbeitungsebenen zur Entwicklung eines Bewertungssystems anhand des Phytoplanktons

Bislang wurden Klassifikations- und Bewertungsverfahren unter Einbeziehung von Phytoplankton im wesentlichen anhand der klassischen trophischen Parameter (Chl a-Konzentration, TP-Konzentration und Sichttiefe vorgenommen, s. Knopf et al., 2000). Trophie als Intensität der Primärproduktion ist folglich ein sinnvoller Parameter zur Ermittlung der Degradation von Seen (Schaumburg et al. 2002) und zur Festlegung von Klassengrenzen des Phytoplanktonbiovolumens. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass in diesem Verfahren zwei unterschiedlich gewichtete Trophieparameter in Beziehung gesetzt werden: Zum Einen der integrierte LA-WA (1999) – Trophieindex, der sich aus den Parametern Chl a- und TP-Konzentration und der Sichttiefe zusammensetzt, und zum Anderen das Biovolumen des Phytoplanktons, das zur ökologischen Bewertung innerhalb der WRRL herangezogen werden soll. Das ergibt Widersprüche in Seen, deren Phytoplanktonwachstum

- a) nicht durch Phosphor limitiert wird, sondern z.B. durch Stickstoff oder Silizium bzw. durch das geringe Unterwasserlicht
- b) in Konkurrenz mit anderen Primärproduzenten steht (Makrophytendominanz bzw. Mikrophytobenthos).

Durch die Einbeziehung weiterer biologischer Kenngrößen bezüglich der taxonomischen Zusammensetzung, wie es die WRRL verlangt, wird die Reaktion des Phytoplanktons auf eine veränderte Trophie nicht mehr nur über das Biovolumen reflektiert. Damit wird die Bewertungssicherheit des Gesamtverfahrens deutlich erhöht.

Im Rahmen dieses Projektes wurden folgende Arbeitsebenen bezüglich des Phytoplanktons berücksichtigt (s. Tabelle 1):

- a) Biomasse bzw. Biovolumina des Phytoplanktons
- b) Phytoplanktongruppen (funktionell und taxonomisch)
- c) Phytoplanktontaxa
- d) Planktische Profundal diatomeen (= auf die Sedimentoberfläche abgesunkene und deshalb im Profundal abgelagerte planktische Diatomeen)

Tabelle 1: Kenngrößen des Phytoplanktons, die in das Bewertungsverfahren einbezogen wurden

WRRL-relevante Kenngrößen des Phytoplanktons	Erläuterung	Kapitel im Bericht
Biovolumina und Chl a-Konzentration als Orientierungsgröße	nach Voreinstufung der Bundesländer und nach trophiebasierten typspezifischen Referenzzuständen: Biomasseindex	6
Ordnungen bzw. Klassen	Metric „Algenklassen“ : Mehrere Einzelkenngrößen für ausgewählte Bewertungsperioden und Seentypen	7
Indikatortaxa	Phytoplankton-Seenindex (PSI)	9
Planktische Diatomeen im Profundal Erläuterg. s.o.	nur für Seen in der Norddeutschen Tiefebene. DI-PROF nach Schönfelder (2004 b)	10

3 Erstellen der Datenbank

Zur Ableitung des vorliegenden Bewertungsverfahrens mittels Phytoplankton wurde im Projekt eine umfangreiche Datenrecherche speziell für Phytoplanktonuntersuchungen aus den Überwachungsprogrammen der Bundesländer Deutschlands vorgenommen. Die vereinten Artenlisten von über 10.000 Proben wurden gemeinsam mit den erforderlichen Begleitdaten in einer Access-Datenbank zusammengestellt (s. Kap. 3.2 – 3.5). Aus ihnen wurde ein qualifizierter Datensatz herausgefiltert (Kap. 3.3) und für die Kenngrößenherleitung in unterschiedlicher Weise genutzt.

Die Seen, die zur Bewertungsherleitung dienten, sind im Anhang in Tabelle 52 aufgeführt, und wurden nach Mathes et al. (2002) den LAWA-Seentypen zugeordnet.

Die Verteilung der Seen auf die durch Mathes et al. (2002) vordefinierten Seentypen sowie auf einer Voreinschätzung („Prädegradationseinstufung) beruhenden Degradationsklassen ist in Abbildung 1 dargestellt.

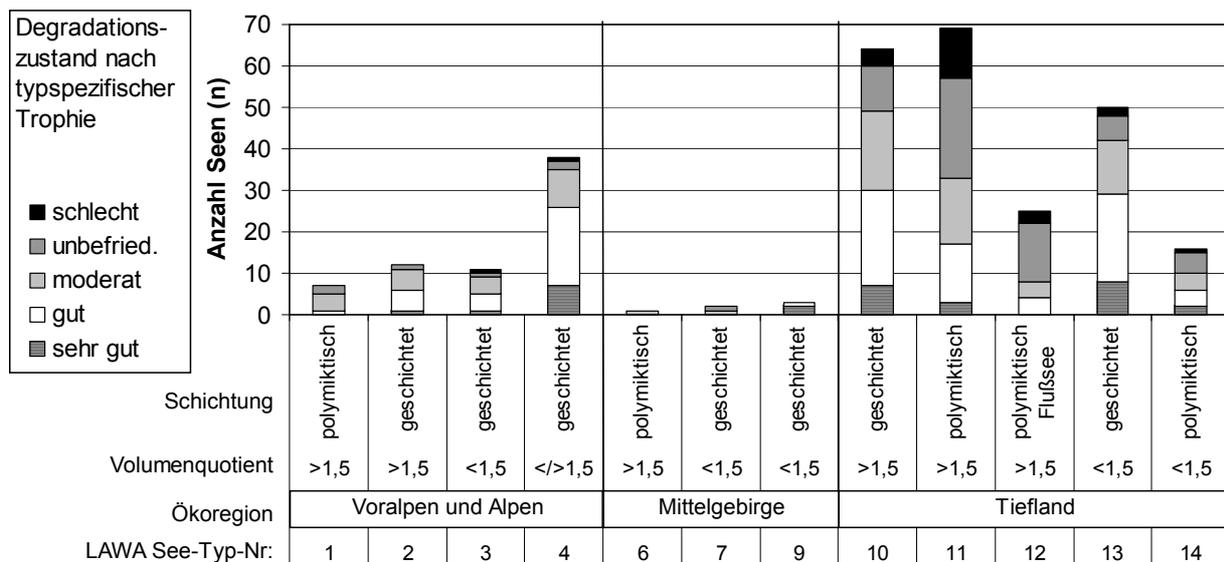


Abbildung 1: Verteilung der Seen auf die LAWA-See-Typen (x-Achse) und die Degradationsklassen nach der Prädgradationseinstufung auf Basis der Bewertung nach Nixdorf et al. (2005)

3.1 Voraussetzungen und Probleme der Datenerfassung

Vorgabe für das Projekt war die Entscheidung der LAWA, keine Neuerhebungen des Phytoplanktons nach einheitlichen Methoden vorzunehmen, sondern die Auswertung auf der Basis einer Sammlung von vorhandenen Daten aus Länder-Überwachungsprogrammen durchzuführen. Eine direkte Folge dieser Entscheidung ist, dass die gelieferten Daten einer Harmonisierung und Qualitätsprüfung unterzogen werden mussten. Diese Arbeiten waren bedeutend aufwändiger als geplant und hatten einen Umfang von etwa 2/3 des Gesamtprojektes.

Die gelieferten Daten lagen überwiegend in digitaler Form vor, mussten jedoch umfangreich umstrukturiert werden, um in vereinheitlichter Form in eine ACCESS-Datenbank importiert werden

zu können. Die Untersuchung und Beprobung der Seen Deutschlands war in den Jahren 1972-2004 durch die regionalen Wasserwirtschaftsämter sowie durch einige Seen-Forschungsinstitute nach unterschiedlichen Vorgaben erfolgt. Datensätze wurden in einem ersten Schritt als geeignet für die Bewertungsableitung ausgewählt, wenn sie den voraussichtlichen Anforderungen für das Bewertungsverfahren des Phytoplanktons hinsichtlich

- der Probenahme und –lagerung
- der Probenfrequenz und des -zeitraumes
- der mikroskopischen Auswertungsstrategie
- der taxonomischen Bestimmungstiefe und
- des Vorhandenseins der wichtigsten Begleitmessdaten entsprachen.

Diese Anforderungen mussten aus Empfehlungen von Methodenfachbüchern (Hoehn et al. 1998, Tümpling & Friedrich 1999, Rott 1984) sowie aus den bisherigen Untersuchungsstrategien der Bundesländer resümierend formuliert werden (s. Kap. 3.3) und wurden in die Beschreibung der Verfahrensdurchführung aufgenommen (Anlage 18.2). Dabei musste ein Kompromiss zwischen wissenschaftlich korrekter Erfassung eines komplexen Ökosystems und der Praktikabilität bei der Überwachungsroutine in der Wasserwirtschaft gefunden werden.

Im Folgenden werden diese Anforderung stichpunktartig resümiert und die Umsetzung bei der Erhebung der Datengrundlage kommentiert.

3.1.1 Fehlerquellen bei der Probennahme und -lagerung

Die Probengefäße entsprachen teilweise nicht den Anforderungen an eine geeignete Aufbewahrung, so dass eine (Teil-)Zersetzung der Organismen bis zur mikroskopischen Analyse nicht ausgeschlossen werden konnte. Eine Kontrolle der Fixierung bis zur mikroskopischen Analyse wurde nur in Einzelfällen gewährleistet. Insgesamt ist eine konkrete Einschätzung der Eignung der bisherigen Probenlagerung nachträglich nicht mehr möglich. Es ist berechtigt anzunehmen, dass der Großteil der extrem niedrigen Ausreißerwerte des Gesamtbiovolumens im Verhältnis zur Chlorophyll a-Konzentration neben Fehlern bei der Chlorophyll a-Bestimmung auf Zersetzungsfolgen in den Probeflaschen und weniger auf die Minderbestimmung bei der mikroskopischen Analyse zurückging.

Für die Verfahrensdurchführung ist deshalb in Zukunft eine Übergabe der dazugehörigen Chlorophyll a-Werte vom Labor an die biologischen Bearbeiter der Proben zu fordern, damit diese eine Plausibilitätsprüfung direkt bei der mikroskopischen Analyse vornehmen können. Zersetzungserscheinungen einer Probe sind ein gut sichtbares Phänomen, durch das ggf. mittels Photodokumentation die Nichteignung der Probe dem Auftraggeber gegenüber bewiesen werden kann.

Die sehr unterschiedlichen Probenfrequenzen und -zeiträume stellten neben der unzureichenden Artbestimmung die Hauptquelle für die große Heterogenität des Datensatzes dar. Während es in den Forschungseinrichtungen möglich war, mindestens eine monatliche Beprobung im Zeitraum März bis November zu gewährleisten, war die durch die Bundesländer beauftragte Beprobung häufig extrem unregelmäßig und teils unzureichend gering mit nur 3-4 mal pro Jahr.

Der Probenahmezeitraum wird für das Bewertungsverfahren auf die Saison zwischen April und

Oktober und eine monatliche Beprobung festgelegt, die von mindestens 6 mikroskopisch analysierten Proben pro Untersuchungssaison begleitet sein soll (s. Anlage 18.2).

Das zeitige Frühjahr von Februar bis April, welches in Seen häufig durch eine Algenblüte gekennzeichnet ist, wurde im Gesamtdatensatz zu selten durch mikroskopische trophierelevante Untersuchungen dokumentiert, um eine ausreichende statistische Grundlage zur Ableitung einer Kenngröße zu bieten. Rott (1984) hat eine Verschiebung mit steigender Trophie für Alpen und Voralpenseen gefunden. Für diesen Trend lagen allerdings Werte mit einer 14tägigen Beprobung zu Grunde, so dass das Blütemaximum, welches meist nur wenige Tage andauert, mit erhöhter Wahrscheinlichkeit getroffen wurde, als dies durch die geforderte monatliche Beprobung möglich ist. Deshalb kann eine Bewertung der ökologisch relevanten Frühjahrsentwicklung von Phytoplankton nicht anhand der vorliegenden Datensätze vorgenommen werden.

3.1.2 Fehlerquellen bei der mikroskopischen Auswertung

Die unterschiedliche taxonomische Bestimmungstiefe bei der mikroskopischen Analyse war die zweite bedeutende Störungsgröße für die Ableitung eines Bewertungsverfahrens aus einem Basisdatensatz, der aus Alt-Daten besteht. Da bisher kaum Vorgaben, z.B. im Form von Zähllisten bei Auftragsvergabe gemacht wurden, es keine einheitliche als verbindlich ausgewiesene Bestimmungsliteratur und keinerlei Qualitätssicherung für die Phytoplanktonbestimmung in Deutschland gibt, waren die gelieferten Taxalisten völlig uneinheitlich hinsichtlich ihres erreichten taxonomischen Bestimmungsniveaus: das Spektrum reichte von groben Taxa-Gruppierungen in einer „Algenklasse“ bis zur Unterscheidung von Varietäten. Hieraus ergaben sich drei wesentliche Aufgaben des Projektes:

- A) Harmonisierung der biologischen Daten (s. Kap. 3.4.1) in Form der harmonisierten Taxaliste
- B) Formulierung von Mindestkriterien für einen qualifizierten Datensatz (s. Kap. 3.3)
- C) Entwicklung von Vorgaben aus den bisherigen Kenntnissen (s. Verfahrensanleitung Kap.12; und Anlage 18.2).

Grundsätzlich wurden Protokolle in Häufigkeitsklassen, reine Artenlisten ohne numerische Häufigkeitsangaben, Ergebnisse aus Netzproben sowie Auswertungen auf „Algenklassen“-Niveau nicht in den Basisdatensatz aufgenommen.

Als eine Prüfgröße zur Einschätzung der Güte der Erfassung der taxonomischen Differenzierung wurde die mittlere Anzahl an Taxa (hier als Zählkategorien) je Untersuchungstermin genutzt (Mischke et al. 2002).

Im Mittel wurden von 38 verschiedenen Bearbeitern 18,6 Taxa pro Probe an 4.237 Terminen unterschieden. Die Notwendigkeit, die Anforderungen an die quantitative und qualitative Phytoplanktonanalyse zu vereinheitlichen, ergibt sich aus der Tatsache, dass einige Bearbeiter nur 4 – 10 Taxa im Mittel pro Probe quantitativ erfassten. Als Taxa sind hier nicht einmal nur Arten berücksichtigt, sondern auch Gattungen und Größenklassen von Artgruppen.

Auch wenn man berücksichtigt, dass das Phytoplankton in stark eutrophen Seen von einigen wenigen Arten dominiert sein kann, liegen "Taxaerfassungszahlen" unter 10 pro Probe auch für diese Sondersituationen unterhalb der Empfehlungen, wie sie bereits vereinfachende Zählstrategien von Willén (1976) geben. Diese fordern die quantitative Erfassung von mindestens 10 Taxa

pro Probe.

Nicht der Seetyp, die Ökoregion oder die Trophie, sondern der Bearbeiter selbst hatte mit seiner Auswertungsstrategie den entscheidenden Einfluss auf die ermittelte Varianz in den Zähllisten (Abbildung 2). Der überwiegende Teil der Bearbeiter ermittelte über 10 Taxa je Probe.

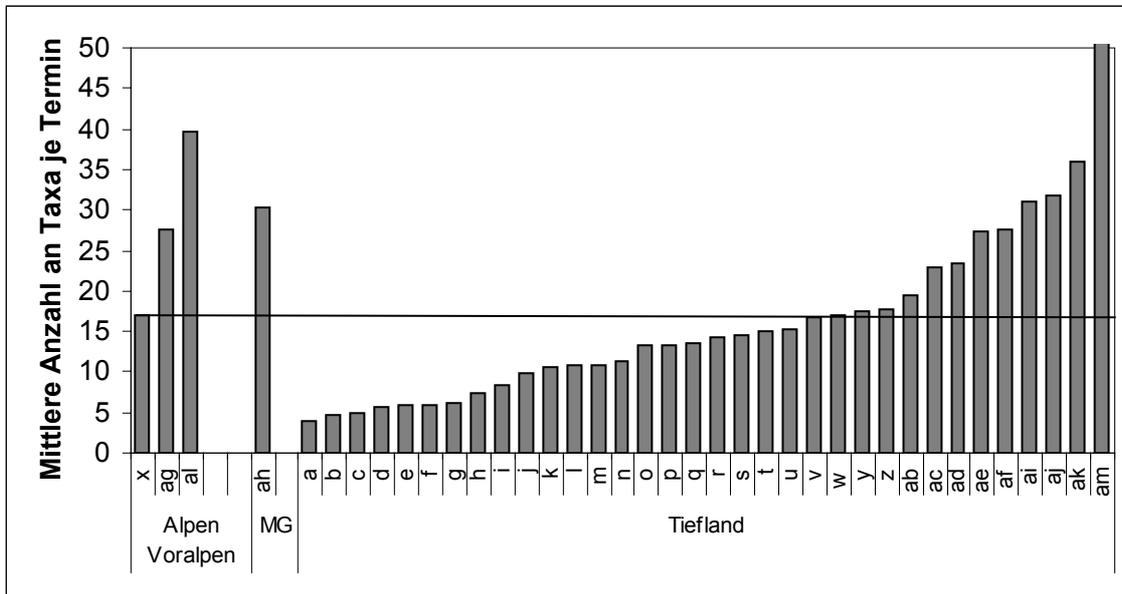


Abbildung 2: Mittlere Anzahl an Taxa je Untersuchungstermin differenziert nach 38 verschiedenen Bearbeitern (anonymisiert = kleine Buchstaben der X-Achse). Horizontale Linie = mittlere Anzahl der ermittelten Taxa je Probe.

Um die dargestellte Varianz in der Taxaerfassung zu verringern, wurde im Projekt für über 1.200 Taxa ein Mindestbestimmbarkeitsniveau ausgewiesen, wodurch die taxonomische Bestimmungstiefe im künftigen Bewertungsverfahren vorgegeben wird. Diese stand für die bisherigen Datenerhebungen noch nicht zur Verfügung. Deshalb ist für die Güte der aus dem Projektdatensatz abgeleiteten Trophiepräferenzen der Arten zu beachten, dass der Nachweis der Taxa auf Artebene jeweils nur für eine Teilmenge der betrachteten Datensätze erfolgte, was zu starken Verzerrungen der Trophieindexwerte und zu fehlerhafter Zuordnung im Degradationsspektrum führen kann.

Aus den Daten lässt sich ferner ableiten, dass für eine geringe Anzahl von Gewässern das Artenspektrum mit bereits 4 Beprobungen erfasst werden kann. Der größte Teil der Bearbeiter erreichte dagegen erst ab 10 Beprobungen die durchschnittliche Anzahl an Taxa je Gewässer (im Mittel 50 Taxa je See, s. Abbildung 3).

Als Resümee wird eine mittlere Taxaanzahl

- von mehr als 10 Taxa je Probetermin und
- mehr als 20 Taxa je Gewässer und Jahr

als Minimalanspruch hinsichtlich des taxonomischen Differenzierungsniveaus gefordert (vgl. Mischke et al. 2004). Damit wurden etwa 15% aller Datensätze ausgeschlossen.

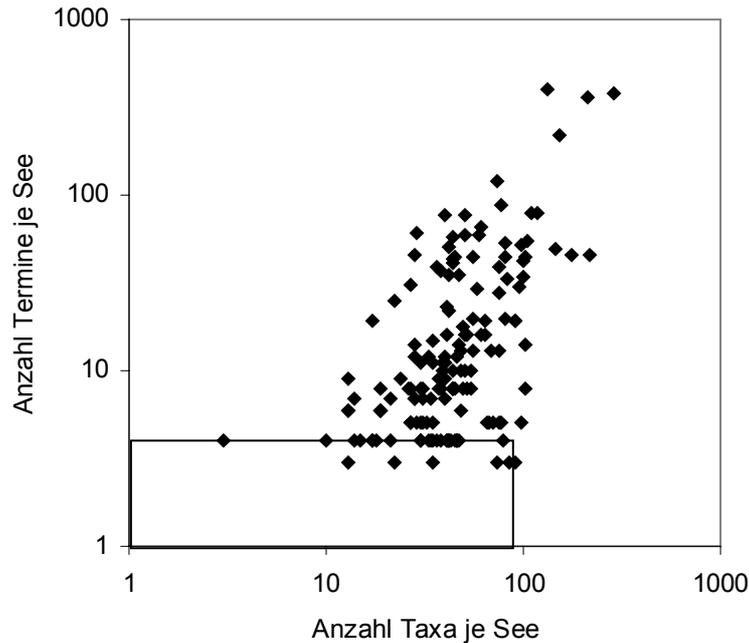


Abbildung 3: Verhältnis der Untersuchungsfrequenz (Anzahl Termine je See) zur Anzahl der nachgewiesenen Taxa in 157 Gewässern. Mit der horizontalen Linie ist eine Anzahl von 4 Untersuchungsterminen markiert, bei der 3 bis 91 Taxa pro See gefunden wurden (aus Mischke et al. 2002).

Die Auswertung der planktischen Diatomeen bedarf einer besonderen Betrachtung. Diatomeen wurden bisher in den Untersuchungsprogrammen der Bundesländer Deutschlands zumeist nicht bis zur Artebene bestimmt, da dies in den meisten Fällen eine Analyse von speziell angefertigten Schalenpräparaten erfordert. Insgesamt sind drei Auswertungsstrategien in der Praxis der Wasserwirtschaftsämter und ihrer Unterauftragnehmer verbreitet:

1. Die relative Zusammensetzung der Diatomeenarten wird in zusätzlichen Schalenpräparaten bestimmt und die vorherrschenden Taxa der quantitativen Zählung in Größenklassen proportional ihrem Anteil im Schalenpräparat zugeordnet. Die enorme Größenvariabilität der Arten wird berücksichtigt, indem die Artzusammensetzung in den Schalenpräparaten und in den Sedimentationskammern in Größenklassen ermittelt wird.
2. Die Diatomeen werden als „solitäre zentrale Diatomeen“ und als Pennales durch die Utermöhl-Methode (Utermöhl 1958) in Sedimentationskammern quantitativ als Sammelgruppe erfasst, wobei sie nach dem Schalendurchmesser in Größenklassen unterteilt werden.
3. Die Bearbeiter ordnen die Diatomeen in Sammelgruppen oder den Gattungen „*Cyclotella*“, „*Stephanodiscus*“, „*Fragilaria*“ u.s.w. zu, ohne die Gattungsmerkmale tatsächlich zu bestimmen oder Größenklassen zu erfassen.

Die Ergebnisse dieser drei Auswertungsstrategien lassen sich nicht miteinander vergleichen und nicht harmonisieren, ohne dass ein erheblicher Informationsverlust hingenommen werden muss. Eine nicht durch Präparate dokumentierte Zuordnung auf Gattungsebene ist angesichts der Vielfalt möglicher Gattungen unzulässig.

Insgesamt ergibt die bisherige uneinheitliche Erfassung der Diatomeen einen sehr heterogenen Gesamtdatensatz. Auswertung nur auf der Ebene von Formtypen wie „solitären zentralen

Diatomeen größer 20 µm im Schalendurchmesser“ bzw. “kleiner 20 µm“ sind zu ungenau. Die ökologische Präferenz der Taxa dieser Gruppierungen ist bekanntlich zum Teil konträr und der mögliche Zeigerwert kann sich deshalb in der Gruppierung gegenseitig aufheben. Derartige, unzulässige Gruppierungen reduzieren die Möglichkeit, eine ökologische Präferenz der Taxa nachzuweisen.

In dem vorgestellten Bewertungsentwurf sind bereits einige Diatomeen-Taxa in den Indikatorlisten enthalten. Für die Güte der Trophieindikation anhand dieser Taxa ist zu beachten, dass der Nachweis der Diatomeen auf Artebene jeweils nur für eine Teilmenge der betrachteten Datensätze erfolgte.

Es ist allgemein der Trend in der Auswertungsstrategie der Ämter und den Landesanstalten zu erkennen, dass in stark degradierten Gewässern auf die Artdifferenzierung der Diatomeen verzichtet wurde, bei weniger stark belasteten Gewässern jedoch ein erhöhter Bestimmungsaufwand betrieben wurde.

3.2 Datenaufbereitung

Die durch die Landesvertreter übermittelten Daten wurden für den Import in die Datenbank hinsichtlich der Einheiten und Anordnung vereinheitlicht. Biovolumenangaben wurden in die Einheit mm³/l umgewandelt. Alle Phytoplankton- und Nährstoffdaten wurden einer Plausibilitätsprüfung unterzogen und ggf. in Rücksprache mit den Landesvertretern korrigiert.

Grundsätzlich wurden Beprobungstermine nur dann mit chemisch-physikalischen Angaben aufgenommen, wenn für diesen Termin auch Phytoplankton-Analysen verfügbar waren. Dadurch enthält die Datenbank nicht alle verfügbaren Chlorophyll-a-Messungen, die zur Verfügung gestellt wurden.

3.3 Anforderung an qualifizierte Datensätze

Hier ist grundsätzlich zwischen den Anforderungen für einen qualifizierten Datensatz zur Herleitung des Bewertungsverfahrens und zwischen denen für die zukünftige Durchführung der Bewertung nach EG-WRRRL zu unterscheiden. Wünschenswert wäre es gewesen, wenn der Projektdatensatz den Bewertungsanforderungen bereits überwiegend entsprochen hätte. Stattdessen hatte ein großer Teil der Datensätze eine zu geringe Beprobungsfrequenz (kleiner 7 Beprobungen pro Jahr) und ein weiterer Teil hatte eine zu ungenaue Erfassung der Phytoplanktonarten, die weit unterhalb des lichtmikroskopisch leistbaren Mindestbestimmungsniveaus lag. Beide Verfahrensfehler verursachen Datensätze mit ungesicherter Aussagekraft. Zusätzlich waren für einen erheblichen Anteil der Seen auch die Trophiekenndaten unvollständig oder fehlten völlig. Diese Komplikationen zeigten sich erst bei der vergleichenden Sichtung des Datenmaterials in ihrem vollen Ausmaß: Der Ausschluss aller gemäß dem zukünftigen Verfahren nicht konformen Datensätze hätte den Ausschluss von fast 50 % der gesammelten Daten zur Folge gehabt. Auf Basis eines derart verminderten Datenumfanges hätte das Bewertungsverfahren nicht alle Seentypen und Planktonausprägungen ausreichend erfassen können. Deshalb wurden für die Herleitung der Bewertungskenngrößen geringere Mindestanforderungen an den Basisdatensatz gestellt, als an die resultierende Verfahrensanforderung. Als nachteilige Folge der Einbeziehung von Datensätzen mit ungesicherter Aussagekraft war eine umfangreiche fallbezogene Überprüfung von Ausreißerwerten bei allen Schritten der Bewertungsherleitung nötig, die nicht in einem

Kriterium formuliert und dadurch nicht automatisiert werden konnte.

Der für die Herleitung der Bewertungskenngrößen als qualifiziert ausgewählte Datensatz mussten folgende Kriterien erfüllen:

1. mindestens 4 Untersuchungstermine pro Jahr
2. mit einem Niveau an taxonomischer Differenzierung in einem Untersuchungsjahr von mehr als 20 Taxa je See und mehr als 10 Taxa je Termin im Mittel
3. morphometrische und hydrografische Begleitdaten sowie Schichtung (Temperatur) zur Gewässertypisierung
4. Trophiedaten zur Vorabestufung der Typisierung und Degradation sowie zur Integration von Trophieparametern in das Bewertungsverfahren. Bei unvollständigen Trophiedaten wurde der See nach den vorhandenen Trophieparametern eingestuft („Indizientrophiegröße“ in Kap. 4.1) und bei völligen Fehlen durch eine Ableitung aus der Korrelation des LAWA-Index-Wertes zum Gesamtbiovolumen aus dem Gesamtbiovolumenwert (s. „Index-trans“ in Kap. 4.1).

3.4 Taxonomische Standardisierung – Mindestbestimmbarkeitsliste

Die durch die Bundesländer zur Verfügung gestellten Phytoplanktonergebnisse wurden in einer gemeinsamen Taxaliste zusammengeführt (s. nächstes Kapitel). Sie hat ausdrücklich nicht die Funktion einer deutschlandweit gültigen Zählliste mit allen denkbaren Größenklassen und Artgruppierungen, sondern minimiert diese auf die taxonomisch relevanten Einheiten für die Herleitung eines Bewertungsverfahrens. Die harmonisierten Taxa wurden hinsichtlich ihrer lichtmikroskopischen Bestimmbarkeit klassifiziert und daraus sowie aus den Nachweishäufigkeiten eine Mindestbestimmbarkeitsliste erstellt (Kap. 3.4.2). Nach weiterer Auswahl bewertungsrelevanter Taxa entstand die Liste der potentiellen Indikatortaxa (Kap. 3.4.3), deren Trophieoptima analysiert wurden (Kap. 9).

3.4.1 Harmonisierte Taxaliste

Die harmonisierte Taxaliste zum Phytoplankton enthält Befunde aus Fließgewässern (n=125.169) und Seen (n=196.188). Sie ist das Ergebnis der Datensammlungen zweier durch die LAWA geförderter Projekte zur Erstellung eines Bewertungsverfahrens anhand des Phytoplanktons zur Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie (für stehende Gewässer vorliegender Bericht) und für Fließgewässer (Mischke, Behrendt & Köhler, Leibniz-Institut IGB Berlin).

Für eine gemeinsame Taxaliste des Phytoplanktons in Fließgewässern und Seen spricht zum Einen die einheitliche Handhabung in beiden Bewertungsverfahren und zum Anderen dass das Potamoplankton in Fließgewässern nicht grundsätzlich vom Arteninventar der Seen unterschieden ist, wie in der vorangegangenen Literaturstudie (Nixdorf et al. 2000) zusammengestellt wurde.

In der Bestimmungsliteratur zur Süßwasserflora stehen über 6.000 Taxa des Phytoplanktons zur Auswahl. So wurden in England allein ohne die Diatomeen über 2.800 Taxa im Süßwasser nachgewiesen. Die hier vorgestellte, harmonisierte Taxaliste begrenzt diese unübersichtliche Vielfalt auf 786 Arten und Varietäten sowie auf weitere 346 Artgruppen, die quantitativ im Plankton des Süßwassers in Deutschland nachgewiesen wurden (s. Anlage 18.3).

In beiden Datensammlungen wurden nur Taxa und Befunde aufgenommen, die mit quantitativen

Angaben (mindestens Zellzahlen) gemeldet wurden. Eine Inventarisierung aller gemeldeten Taxalisten ohne Häufigkeitsangabe und deren Harmonisierung wurde für den Projektzweck abgelehnt, da die EU-WRRL eine ökologische Bewertung anhand von gekoppelten Informationen zur Zusammensetzung und Quantität des Phytoplanktons fordert.

Die mit den quantitativen Angaben aus dem Datensatz verknüpfte harmonisierte Taxaliste stellte die wichtigste Arbeitsgrundlage für die statistische Auswertung dar, deren Ziel die Auswahl geeigneter Metrics auf unterschiedlichen taxonomischen Ebenen war. Die erforderliche aufwändige Harmonisierung der Taxabezeichnungen erfolgte fortlaufend seit Projektbeginn. Die heterogenen Datenquellen zu harmonisieren, erforderte zahlreiche Lösungen in Form von dokumentierten Importregeln. Die Strategie und die Taxaliste mussten mehrmals angepasst werden, um alle Aufgaben zu lösen und den komplexen Anforderungen der potenziellen Anwender gerecht zu werden. Die Harmonisierung soll hier erläutert werden.

Als ein wichtiges Arbeitsinstrument zur Harmonisierung der Taxa auf Artniveau wurde eine Liste für geläufige Synonyme recherchiert (s. Anlage 18.3, Taxaliste, Arbeitsblatt „Synonyme“), die mit Angaben aus der „Sammlung der ökologischen Zitate zum Phytoplankton“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (unveröffentlicht 2003; Access-Datenbank) ergänzt werden konnte. Taxa, deren Artnamen im Original mit „c.f.“ gemeldet wurden, wurden nicht als eigenes Taxon fortgeführt, sondern dem entsprechenden Taxon auf Gattungsniveau zugeordnet. Eine Zusammenfassung auf Artebene wurde bei Varietäten durchgeführt, wenn diese selten gemeldet und zudem in der Literatur kontrovers dargestellt sind (z.B. Varietäten der *Anabaena*-Arten) sowie für die Benthosarten (überwiegend benthische Diatomeen), da diese nicht Zielgruppe des Bewertungsverfahrens sind.

Als Standardbestimmungswerke für die Auswahl der Nomenklatur wurde die Buchreihe „Süßwasserflora Mitteleuropas“, sowie die Reihe „Die Binnengewässer - Das Phytoplankton des Süßwassers“ von Huber-Pestalozzi und für die Cyanobakterien die Monographien von Komárek und Anagnostidis (1985 bis 1989) (heute die Bände „Süßwasserflora Mitteleuropas“ 19.1 und 19.2) benutzt. Insbesondere bei den planktischen centralen Diatomeen (Centrales) gibt es sehr viele Revisionen zu den Arten des Standardwerkes von Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), so dass diese zumindest über die Liste der Synonyme einbezogen werden müssen.

Auch die gemeldeten Artgruppen waren weitaus vielfältiger als letztendlich fortgeführt. Es wurden davon nur drei Typen von Artgruppen erhalten:

Artgruppen, die morphologisch so ähnlich sind, dass sie mit einfachen Auswertungsmethoden (s. dazu Tabelle 2) nur sehr schwer unterscheidbar sind und deshalb in Artgruppen „Ähnliche Arten“ zusammengefasst wurden. Artgruppen, die nur durch einen einzelnen biologischen Bearbeiter gemeldet wurden, sind nach Überprüfung der Bestimmbarkeit meist nicht berücksichtigt, sondern deren Befunde der darüber liegenden taxonomischen Klasse zugeordnet.

Artgruppen, die auf taxonomischer Ebene zusammengefasst gemeldet wurden (z.B. Gattungsniveau).

Artgruppen, die morphologisch ähnlich sind und für die Größenklassen häufig gemeldet wurden und für die ein indikativer Informationswert anhand der Größenstruktur nach Literaturhinweisen vermutet werden kann. Zur Vereinigung wurden vorab feste Größenklassen zumeist in 5 µm-Schritten (*Cryptomonas*, Zentrale Diatomeen etc.) definiert und die gemeldeten Taxa den entsprechenden Größenbereichen anschließend angenähert zugeordnet. Im Fall von Größenan-

gaben und -klassen für die gleiche Art wurden sie gemeinsam unter dem Art-Taxonnamen ohne Größenangaben vereinigt.

Die harmonisierte Taxaliste hält mit einer Ausnahme nur Stellvertreter für bisher gemeldete Taxa vor und erhebt somit keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Die einzige Ausnahme sind 53 Gattungen, deren Arten gemeldete Befunde haben, aber keine für das Gattungsniveau. Für diese Gattungen wurden Stellvertreter eingerichtet, damit im Falle einer unsicheren Identifizierung (z.B. sogenannte „c.f.-Arten“) auch das nächsthöhere, taxonomische Niveau jeder Phytoplanktonart für den späteren Anwender als Zuordnungsmöglichkeit zur Verfügung steht.

Es wurden alle gemeldeten Taxa des Phytoplanktons inklusive der Cyanobakterien, der planktischen heterotrophen Flagellaten, einiger Ulothrichales und der verdrifteten Benthosarten aufgenommen, aber keine weiteren Protozoen (Ciliaten etc.) und keine Pilze.

Jedes Taxon ist durch eine Taxon-ID-Nummer gekennzeichnet, die der Beziehungspunkt zu den anderen Datenbanktabellen und -informationen ist. So sind zum Beispiel geläufige Synonyme über die ID-Nummer abrufbar. Diese Informationsstrategie folgt dem Taxonkonzept, so dass erforderliche Umbenennungen zentral an einem Punkt der Datenbank (der Taxonliste) erfolgen können.

Die Taxa-ID's wurden darüber hinaus mit den derzeit verfügbaren DV-Nummern der „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands“ erstellt durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft (Mauch et al. 2003) verknüpft. In dieser fehlen jedoch konzeptbedingt alle für die Zwecke dieses F+E-Vorhabens gebildeten Artgruppen sowie eine Reihe von Arten. Außerdem gibt es strittige Punkte hinsichtlich der nomenklatorischen Bestimmungsliteratur insbesondere bei den Cyanobacteria (Cyanoprokaryota) und einigen Bacillariophyceen, was sich gravierend auf die anzuwendende Nomenklatur und die Abgleichung beider Listen auswirkt.

Weitere Attribute zu jedem Taxon finden sich in den Datenfeldern der harmonisierten Taxaliste wie „Großgruppe“ (z.B. Heterocontophyta), „Art oder Gruppierung“ (s. Tabelle 1 der Anlage), „Gattung“, „Algenordnung“, „Formgemeinschaft“ (z.B. nadelförmige Algen, kettenbildende Algen etc.), „Lebensform“ (z.B. P= planktisch) und „Fotolink“. Die Attribute dienen zum Gruppieren und Sortieren in der Datenverarbeitung.

Ein weiteres Feld ist „größenvARIABLE Taxa“, welches die Taxa ausweist, für die kein Standardbio-volumen verwendet werden darf. Nach der hier vorgelegten Verfahrensanweisung (Anlage 18.3) müssen größenvARIABLE Taxa zur Biovolumenbestimmung vermessen werden.

Das Feld „taxonomischer Klärungsbedarf“ soll zum Informationsaustausch mit allen Anwendern im Rahmen des Praxistests dienen. Abgegebene Kommentare sollen fortlaufend geprüft und bis zum Ende des Projektes eingearbeitet werden.

Erste Informationen zur taxonspezifischen Verbreitung sind in 4 Spalten der harmonisierten Taxaliste durch ihre allgemeine Nachweishäufigkeit (Positivbefunde) sowie der Gewässerzahl mit Meldung dieser Taxa gesondert für Fließgewässer und Seen gegeben. Sie sind nicht Bestandteil der harmonisierten Taxaliste, sondern ein hier ausgewertetes Zwischenergebnis der Datensammlungen.

Die auf diese Weise ergänzte harmonisierte Taxaliste ermöglicht eine erste Übersicht über die Stetigkeit und Häufigkeit des Auftretens von Taxa in den Gewässern der BRD. Im Zusammenhang mit der Taxaverbreitung konnte auch eine Information darüber abgeleitet werden, welche Taxa auf

Artebene oder anderem taxonomischen Niveau üblicherweise erkannt werden. Damit waren die Nachweis- und Verbreitungshäufigkeit eine wichtige Arbeitshilfe bei der Festlegung des zu fordernden taxonomischen Bestimmungsniveaus, welches in der taxonomischen Mindestbestimmbarkeitsliste, einem weiteren Attribut der harmonisierten Taxonliste, zusammengefasst wird.

Aus der harmonisierten Taxaliste leitet sich die methodisch orientierte Mindestbestimmbarkeitsliste („operative Taxaliste“) und eine Liste für die Indikatortaxa ab.

3.4.2 Festlegung des taxonomischen Mindestbestimmbarkeitsniveaus

Das taxonomische Mindestbestimmbarkeitsniveau wurde für beide Oberflächengewässertypen „stehende Gewässer“ und „Fließgewässer“ einheitlich festgelegt. Damit wurde die Auswahl von bewertungsrelevanten Taxa vorbereitet, da schwierig bestimmbare Arten nicht Teil des Bewertungsverfahrens werden sollen.

Der Schwierigkeitsgrad für die taxonomische Bestimmung wurde als Attribut für jedes Taxon nach Expertenwissen eingeschätzt (s. Spalte „Schwierigkeitsstufe“ in der Taxonliste).

Das Erkennen der erforderlichen Bestimmungsmerkmale, die von Art zu Art unterschiedlich sind, ist im hohen Maß von der angewendeten Auswertungsstrategie abhängig, wie durch die in Tabelle 2 aufgeführten Abstufungen verdeutlicht werden soll. Das anzustrebende taxonomische Niveau sollte die „Art“ sein, welches aber nur durch die Anwendung aller denkbaren Auswertungsmethoden (Stufe 1-8) für alle Taxa erreicht wird. Nicht alle Auswertungsmethoden können aufgrund des zeitlichen Aufwandes (Anlegen von Kulturen; Stufe 7), der zu erwartenden organisatorischen Schwierigkeiten (Auswertung von Frischproben; Stufe 4) sowie aufgrund der gerätespezifischen Ausstattung (Elektronenmikroskopische Analysen; Stufe 6) in Überwachungsprogrammen gefordert werden. Für das vorgeschlagene Bewertungsverfahren wurde eine einheitliche Auswertungsstrategie mit Nennung der einzusetzenden Methoden festgelegt (Tabelle 2, Spalte Erläuterung zur Bestimmbarkeit).

Als Vorschlag für die anzuwendenden Auswertungsmethoden und als Grundlage für die Festlegung der „taxonomischen Mindestbestimmbarkeitsliste“ wurde Folgendes als geeignet angenommen: Die mit Lugol'scher Lösung konservierten Zellen werden in Sedimentationskammern am Umkehrmikroskop lichtmikroskopisch ausgezählt (Schwierigkeitsstufe 1 und 2). Zusätzlich werden einfache Objektträgerpräparate (Stufe 3) und ein Diatomeenschalenpräparat angefertigt und zur Artbestimmung ausgewertet (Stufe 5). Diese Anforderungen wurden in einer Vorschrift zur mikroskopischen Analyse für das Bewertungsverfahren ausgearbeitet (s. Anlage 18.3).

Alle Taxa, die sich nicht durch die anzuwendenden Auswertungsmethoden sicher bestimmen lassen, wurden auf einem höheren taxonomischen Niveau als Artgruppe mit morphologisch Ähnlichen zusammengefasst.

Die taxonomische Differenzierung in der bisherigen wasserwirtschaftlichen Praxis reichte vom „Algenklassen“-Niveau (minimal) bis zu der Unterscheidung von strittigen Varietäten (maximal). Die biologischen Untersuchungen wurden nur zum Teil durch regelmäßige Diatomeenschalenpräparate (Stufe 5) sowie Quetschpräparate (Stufe 3) und Frischproben (Stufe 4) begleitet, die zusätzlich zu dem lugol-fixierten Material in Sedimentationskammern ausgewertet wurden. Andere Überwachungsprogramme sahen von vornherein nur eine Erfassung der Algenklassen vor oder verwendeten eine Auswertungsstrategie nach den Schwierigkeitskategorien 1 und 2. Alle Organismen, die nicht bis zur Art in der Absetzkammer am fixierten Material differenzierbar waren,

wurden in taxonomischen Gruppen oder in Größenklassen zusammengefasst.

Die Vielfältigkeit der Probleme in der Bestimmungsprozedur erfordern dringend die Festlegung einer einheitlichen Auswertungsstrategie, damit ein einheitliches taxonomisches Niveau erreicht werden kann.

Tabelle 2: Vorschlag für die Abstufung der Schwierigkeitsgrade zur Bestimmbarkeit von Phytoplantontaxa.

Kodierung Taxonomie	Schwierigkeitsstufe verbal	Erläuterung zur Bestimmbarkeit	Typ von Bestimmungsmerkmalen	Eignung als Indikatortaxa
8	sehr hoch	Bestimmungsmerkmale nur in gesonderter Literatur verfügbar, da nicht zum Süßwasserpflanzton gehörig oder Benthosarten	Marine Arten; Brackwasserarten; Benthosarten; Heterotrophe Arten	nicht geeignet, da nicht zur Zielgruppe gehörend
7	hoch	Bestimmungsmerkmale im Lichtmikroskop nur zusätzlich an Kulturen mit allen Entwicklungsstadien und Morphotypen vollständig erkennbar	einige Chlorococcales, Tetrasporales etc.	nicht geeignet
6	hoch	Bestimmungsmerkmale nur im Elektronenmikroskop (REM) sichtbar, oder genetisch begründet oder strittig oder nur mit Expertenwissen aus Kulturen	Diatomeenschalenfeinstruktur Sonderfälle; bes. Zellwandstrukturen	nicht geeignet
5	mittel – hoch	Bestimmungsmerkmale nur unter Zuhilfenahme von <u>Schalenpräparaten</u> mit Probenbehandlung (Aufkochen, Trocknung, Spezialeinbettung etc.) erkennbar,	Diatomeenschalenfeinstruktur	geeignet
4	mittel – hoch	Bestimmungsmerkmale im Lichtmikroskop nur zusätzlich an <u>lebenden Zellen</u> vollständig erkennbar und wenn das Taxon häufig ist (wenn mehrere Zellen (>10), Kolonien und Stadien im Material zu finden und zu vermessen sind)	Flagellen; Färbung des Chloroplasten; Form bei Zellen ohne Zellwand; Kolonieform 3-D; Stigma und dessen Lage	nicht geeignet, da Frischproben und Netzzüge nicht in Methodennorm
3	mittel	Bestimmungsmerkmale im Lichtmikroskop nur durch Vergleich mit zusätzlichen <u>Objektträger- und Quetschpräparaten</u> erkennbar	Chrysophyceenschuppen, Panzer der Dinoflagellaten, Zellwandstrukturen (Gallertform, -stränge, Warzen der Desmidiaceen), Pyrenoiden	geeignet, (normales methodisches Bestimmungsinventar)
2	leicht	Bestimmungsmerkmale im Lichtmikroskop an fixierten Zellen in manchen Entwicklungsstadien gut erkennbar	Entwicklungsstadien z.B. Autosporen, Mutterzellwandreste etc.	geeignet
1	einfach	eindeutige Bestimmungsmerkmale leicht im Lichtmikroskop an fixierten Zellen immer erkennbar	Zellform, auffällige Zellwandstruktur, Kolonieanordnung 2-D, Chloroplastenform	geeignet

3.4.3 Eingrenzung der Taxaliste auf potentielle Indikator taxa

Nach Ausweisung des Mindestbestimmbarkeitsniveaus standen 752 Arten mit ihren Verbreitungsdaten zur Verfügung. Von diesen bestimmbar Taxa wurden einige extrem selten in Seen nachgewiesen und/oder waren nur in einem See verbreitet. Andere gehörten nicht zur Zielgruppe des Bewertungsverfahrens. Deshalb wurde die Anzahl der Taxa durch folgende Merkmale auf die Liste der „potentiellen Indikator taxa“ nochmals eingegrenzt:

- A) Es wurden die nur selten nachgewiesenen Taxa als ungeeignet ausgegrenzt (weniger als 10 Befunde insgesamt) und auf ein höheres taxonomisches Niveau als Artgruppen zusammengefasst oder andernfalls bei völligem Fehlen im Seenplankton oder nur einmaligen Nachweis als „Kein Differentialtaxon“ für Seen ausgewiesen.
- B) Als „Kein Differentialtaxon“ ausgewiesen wurden außerdem Taxa, die nicht eindeutig zum Plankton gehören (s. Attribut Lebensform z.B. B = benthisch). Die Taxa, die nur im Brackwasser vorkommen, werden als Indikator taxa für Küsten- und Übergangsgewässer überprüft.

Aus beiden Sortierschritten ergab sich die „potentielle Indikatorliste für Seen“, die als eine Arbeitshilfe bei der Identifikation der Indikatorarten in Seen entwickelt wurde.

Um das Verfahren an den Referenzzönosen zu orientieren, wurden jedoch auch die Arten als Indikator taxa weitergeführt, die nur in den Referenzgewässern vorkommen und in der Mindestbestimmbarkeitsliste enthalten sind, auch wenn sie in der Liste der potentiellen Indikatorarten fehlen, da sie bisher nur in 1-2 Gewässern nachgewiesen wurden.

Für die Auswahl der Indikatorarten wurde das taxonomische Niveau der Mindestbestimmbarkeitsliste hinsichtlich ihrer Präferenz im Trophiespektrum statistisch analysiert und wird im Detail in Kapitel 7 beschrieben. Vergleichend wurde das Niveau der „potentiellen Indikatorliste in Seen“ bei der Auswahl einzelner Indikatorarten geprüft.

3.5 Erweiterung um Daten aus österreichischen Standgewässern

Aus Sicht der Datenlage in der Ökoregion Alpen und Voralpen war eine Erweiterung mit Datensätzen von österreichischen Alpenseen (Seentyp 4) von großem Vorteil. Vom Kärntner Institut für Seenforschung wurden für neun Seen (Tabelle 3) meist Langzeitdatensätze sowie die Trophie-Begleitdaten zur Verfügung gestellt. Daten u.a. zu Morphometrie und Hydrologie wurden den Veröffentlichungen des KIS (2003, 2004a,b) entnommen. Die neun Seen wurden entsprechend dem deutschen System typisiert und charakterisiert (Tabelle 3).

Tabelle 3: Höhenlage, morphometrische und hydrologische Daten der Kärntner Seen (Österreich), welche in die deutsche Seendatenbank aufgenommen wurden.

Gewässername	Höhenlage (m ü. NN)	VQ (m ² /m ³)	max.Tiefe (m)	Seefläche (ha)	Einzugsgebiet (km ²)	Wasser-austauschzeit	Aktuelle Trophie nach KIS (2004)
Faaker See	560	1,1	29,5	220	37,1	1,8 Jahre	oligotroph
Keutschacher See	506	2,2	15,6	133	29,6	9 Monate	schwach mesotroph
Klopeiner See	446	0,2	48,0	111	4,1	11,5 Jahre	schwach mesotroph
Längsee	550	0,6	21,4	75	5,4	9,7 Jahre	schwach mesotroph
Millstätter See	588	0,2	141,0	1.328	284,5	7,5 Jahre	schwach mesotroph
Ossiacher See	501	0,8	52,6	1.079	162,9	1,8 Jahre	schwach mesotroph
Pressegger See (=Flusssee)	560	15,3	13,7	55	28,7	18,1 Tage	oligotroph
Weißensee	929	0,2	99,0	653	49,6	9,2 Jahre	oligotroph
Wörthersee	439	0,2	85,2	1.939	162,1	10,5 Jahre	schwach mesotroph

Für alle Seen wurden anhand der Trophie-Begleitdaten der LAWA-Index errechnet sowie eine Voreinstufung der Degradation durchgeführt. Die neun Seen sind alle kalkreich und geschichtet. Zu Beginn der 1970er Jahre lag die Trophie im Ossiacher, Faaker und Keutschacher See sowie im Wörthersee noch bei mesotroph 2 bis zuweilen schwach eutroph. Der aktuelle ökologische Zustand dieser Seen liegt gemessen an den errechneten LAWA-Indices bei gut bis sehr gut, d.h. oligo- bis schwach mesotroph. Die Referenztrophie aller Kärntner Seen wurde wie bei allen Seen mit alpinem Regime und Einzugsgebiet auf oligotroph festgelegt.

4 Ermittlung der Referenzseen bzw. –zustände und Voreinstufung der Seen in Degradationklassen

Um eine einheitliche Skala für die Auswertung der biologischen Daten zu erhalten, wird eine Kenngröße entlang der Hauptbelastungsgröße, der Eutrophierung (Degradation nach WRRL) benötigt. Durch den Vergleich der Belastungskenngröße mit einem Referenzzustand kann eine Voreinstufung der Seen in den fünf für die WRRL geforderten Bewertungsklassen erfolgen. Die WRRL verlangt eine Beschreibung der Zustandsklassen „sehr gut“ als Referenzzustand und die Degradationsklassen „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“ mit unterschiedlich intensiver Abweichung vom Referenzzustand.

4.1 Angewandte Verfahren zur Ermittlung des trophischen Belastungsstatus

Eine Voreinstufung der Seen auf der Basis aller Datensätze hinsichtlich Degradation konnte nicht einheitlich, zum Beispiel nach dem durch die LAWA (1999) vorgeschlagenen System der Trophiebewertung für Seen erfolgen. Dies wäre wünschenswert gewesen, da dieses System bereits einen Vergleich mit einem Soll-Zustand (morphometrischer und trophischer Referenzzustand) für die Bewertung der Belastungskenngröße vornimmt. Jedoch waren die verfügbaren Informationen und Analysewerte im Basisdatensatz unvollständig und sehr lückenhaft für alle in Frage kommenden Parameter, die als Belastungsbezugsgröße im LAWA-System dienen. Die Bewertung nach LAWA lag auch nicht für alle Seen vor oder basierte auf weniger Messgrößen, als im Verfahren vorgeschrieben. Waren nur Chlorophyll a- oder nur Gesamtphosphorkonzentrationen vorhanden, sind die resultierenden Einstufungen nur als Indiz zu werten (s.w.u. „Indizientrophiegröße“). Eine Bewertung nach dem LAWA-System ist für die Zwecke der WRRL allgemein nicht ausreichend, da sie bei den Seentypen lediglich zwischen poly- und dimiktisch und Kleinseen unterscheidet.

Deshalb war es nötig, Bezugsgrößen zu entwickeln, mit deren Hilfe die trophisch induzierte Belastung der Seen eingeschätzt werden konnte. Hierzu wurden bei der Herleitung der verschiedenen Metrics verschiedene Lösungswege benutzt. Im Folgenden werden alle für dieses Projekt genutzten Parameter und Bezugsgrößen zur Belastungsbeschreibung aufgeführt:

- 1) Trophiebewertung nach Chlorophyll a- und Gesamtphosphorkonzentration sowie Sichttiefen = **LAWA-Index** (1999)
- 2) **Indizientrophiegröße** durch Chlorophyll a- und/oder Gesamtphosphorkonzentration und/oder Sichttiefe nach Klassenwerten LAWA-Index (1999) der geschichteten Seen auch bei unvollständigen, nicht bewertungskonformen Trophiedaten und Beprobungszahl
- 3) **Gesamtphosphorkonzentration**
- 4) **Chlorophyll a- Konzentration**
- 5) **Gesamtbiovolumen** des Phytoplanktons
- 6) **Einschätzung nach Expertenmeinung** der Bundeslandvertreter, worin eine Bewertung des Ist-Zustandes nach LAWA-Index zum Soll-Zustand nach LAWA (1999) und/oder die Kenntnis über eine Belastungsquelle oder eine bundeslandspezifisch entwickelte Vorstellung über die Referenztrophy von Seen und Seentypen einging
- 7) **Index-trans** – Indizientrophiegröße plus interpolierter Index-Werte aus der Korrelation zum

Gesamtbiovolumen zur Indizientrophiegröße

- 8) **Synthese-Degradationseinstufung** – Kombination aus Indizientrophiegröße transformiert in die 5 Bewertungsklassen nach WRRL im Vergleich zur seetyp-vereinheitlichten Referenztrophi (s. Tabelle 4), identifizierte Ausreißer nach Metric Gesamtbiovolumen und in Zweifelsfällen Einschätzung nach Expertenmeinung

In dem vorliegenden Projekt wurden für die Herleitung der Metrics (biologische Kenngrößen) folgende, unterschiedliche Bezugsgrößen genutzt:

Metric Gesamtbiovolumen

Für die Herleitung des Metrics Gesamtbiovolumen wurde die Belastung nach LAWA-Index (1999) und bei dessen Fehlen nur nach Chlorophyll a-Konzentration vorbewertet, in ein fünfstufiges Bewertungssystem mittels des seetyp-spezifischen Referenztrophi-entwurfs von Schaumburg et al. (2002) übertragen, durch die Expertenmeinung der Bundeslandvertreter überprüft und als Degradationsskala benutzt. Seenuntersuchungsjahre mit Ausreißerwerten des Gesamtbiovolumens wurden im vierten Schritt unabhängig vom LAWA-Index in eine dem Ausreißerwert entsprechende Bewertungsklasse (meist schlechter) zugeordnet (40 Fälle). Erst dieser bereinigte Datensatz wurde zur Ableitung der Klassengrenzen genutzt (s. Kap. 6).

Metric „Algenklassen“

Für die Identifizierung der Einzelkenngrößen „Algenklassen“ wurde die Einschätzung nach Expertenmeinung (Kap. 6.2.1) als Degradationsskala genutzt. In einem weiteren Überprüfungsschritt wurden die möglichen Einzelkenngrößen anhand der absoluten Biovolumina mittels der Synthese-Degradationseinstufung getestet und endgültig ausgewählt (Kap. 7).

Metric Indikatorarten

Die Bezugsgröße „Index-trans“ wurde für die Analyse der Arten und Gattungen entwickelt (s. Kap. 9). Dieser Wert wurde einer Einteilung in die fünf, nach WRRL geforderten Degradationsklassen unterzogen. Dabei wurde als Referenz die im Projekt entwickelte, für die Seentypen einheitliche Referenztrophi und die daraus abgeleiteten Degradationsklassen (Tabelle 4) berücksichtigt.

4.2 Ermittlung der seetyp-spezifischen Referenztrophi

Die WRRL fordert eine seetyp-spezifische Bewertung der Seen, die durch einen Vergleich mit dem seetyp-spezifischen Referenzzustand erfolgt. Ein Referenzzustand soll demnach nicht seeindividuell erfolgen, sondern jeweils innerhalb eines Seentyps mit einer gemeinsamen Trophieobergrenze für den sehr guten Zustand. In den durch die LAWA vorgeschlagenen Seentypen (Mathes et al. 2002) werden sehr unterschiedliche Seen in einer Seengruppe künstlich vereint. Bezüglich ihrer gemeinsamen Trophieobergrenze muss sich der Referenzzustand an den Seen mit der natürlicherweise höchsten Trophie innerhalb der Gruppe orientieren.

Dazu wurden die Ergebnisse aus folgenden Voreinstufungsansätzen ausgewertet:

- A) Die Seenbewertung nach LAWA (1999) mit der Ausweisung des Soll-Zustandes mittels morphometrischer Seedaten (morphometrischer Referenzzustand)
- B) Paläolimnologische Studien (Mischke et al. 2003, Schönfelder 2004b, van Geel et al. 1994, Schaumburg unveröffentl. Berichte)
- C) Expertenmeinung der Bundeslandvertreter

All diese Ansätze vermitteln keine absoluten Klassengrenzen für die LAWA-Seentypen und zeigen eine große Schwankungsbreite für den Referenzzustand einzelner Seen innerhalb eines Seentyps. Deshalb mussten die Ergebnisse zusammengeführt werden, was in einer einheitlichen Ausweisung der Referenzzustände jedes Seentyps für die Phytoplanktonbewertung mündete.

Einen davon unabhängigen, ersten Vorschlag machten Schaumburg et al. (2002) im Rahmen der Auswertungen des Phytobenthos und der Makrophyten. Dieser Entwurf wurde geprüft und überarbeitet. Dabei wurde der mesotrophe Zustand mittels des LAWA-Indexwertes in einen mesotroph 1- und einen mesotroph 2-Zustand aufgetrennt. Die Referenztrophiie wurde als Synthese

- aus der Vorbewertung durch die Bundesländer,
- aus der Schwankungsbreite aller see-individuellen Soll-Zustände nach LAWA je Seentyp,
- durch Ermittlung der natürlichen Schwankungsbreite von Langzeitdatensätzen von Seen, die vom zuständigen Bundesland als sehr gut eingestuft sind,
- und aus den Kenntnissen paläolimnologischer Untersuchungen ermittelt. Letztgenannte Untersuchungen, überwiegend aus dem Haveleinzugsgebiet (Mischke et al. 2003; Schönfelder 2004b), führten insbesondere bei den ungeschichteten Seen des Tieflandes (Typ 11 und 12) zu einer veränderten Einschätzung des Referenzzustandes mit einer Korrektur zu einer höheren Trophiie.

Es wurde für die Ermittlung der Referenztrophiie auch eine Gruppierung der Seen in Subtypen oder Typgruppen für die Phytoplanktonbewertung getestet und teils als validiert beibehalten

In Tabelle 4 sind die vereinheitlichten Referenztrophiiezustände aufgeführt. Diese stellen den unteren Ankerpunkt für die Belastungsbezugsgröße „Synthese-Degradationseinstufung“ dar. Von diesem ausgehend wurden die Degradationsklassen durch schrittweise Erhöhung der Trophiestufe abgeleitet. In einer Gegenüberstellung zum Ansatz nach Schaumburg et al. (2003) und den Ansätzen aus den Bundesländern weichen die ermittelten Referenztrophiiebereiche folgendermaßen ab:

- Bei den geschichteten Voralpenseen werden im Gegensatz zu Schaumburg et al. (2003) auch mesotrophe Zustände im Referenzzustand zugelassen.
- Bei den Tieflandseen wird die Referenztrophiie für einige Seen, die in einem neudefinierten Subtyp vereint wurden, um eine LAWA-Trophiestufe höher als im Entwurf nach Schaumburg et al. (2003) angenommen.

Für die geschichteten Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet gibt es in Deutschland möglicherweise regionsspezifische Unterschiede in der Referenztrophiie, die mit dem vorgelegten Ansatz, der einen mesotrophen Zustand (Typ 10.1) und für Seen mit sehr großem Einzugsgebiet sogar einen schwach eutrophen Zustand (Typ 10.2) zulässt, bisher nicht berücksichtigt werden. So wurde für mehrere Seen des Typs 10 im Land Schleswig-Holstein ein oligotropher Referenzzustand rekonstruiert und wird bundeslandspezifisch für alle Seen angenommen. Im Gegensatz dazu werden im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern auch mesotrophe Seen des Typs 10 als im „sehr guten“ Zustand befindlich eingestuft. Eine Begründung hierfür lässt sich aus höheren Gesamtphosphor(TP)-Hintergrundwerten für die Ostsee-Flusseinzugsgebiete ableiten: Nach Auswertungen mittels des Nährstoffbilanzmodelles MONERIS leitete Behrendt (in Misch-

ke et al. 2005) für diese Gebiete einen TP-Hintergrundwert um 90 µg/l TP in Fließgewässern ab, der damit höher als im Bundesdurchschnitt ist. Dies ist möglicherweise auch auf die Seen in diesen Flussgebietseinheiten zu übertragen. Auch in Brandenburg gibt es Hinweise auf regionale Unterschiede: Gracia et al. (2002) fanden in einer Studie über die Makrozoobenthos-Besiedlung in Brandenburger Seen häufiger oligotrophe bis mesotrophe Biozönosen im Raum der sogenannten Frankfurter Staffel im Norden Berlins als in den südlich von Berlin, im Einzugsgebiet der Havel gelegenen Seen des Typs 10. Sie führten dies auf unterschiedliche, regionspezifische Referenzzustände zurück. Schönfelder (2004b) rekonstruierte für mehrere in Seenketten-eingebundene Seen südlich und westlich von Berlin mittels einer Diatomeen-TP-Transferfunktion anhand von Sedimentkernen TP-Hintergrundwerte zwischen 50 und 150 µg/l.

4.2.1 Modifikation der Subtypen bzw. Gruppen von Seen für die Referenzermittlung

Für die Ermittlung der Referenztrophy wurde eine Aufspaltung der Seen in Subtypen oder eine Gruppierung zweier Seetypen für die Phytoplanktonbewertung getestet. Konnten dafür biozönotisch begründbare Merkmale gefunden werden, wurden sie als validiert beibehalten.

Eine Typenüberprüfung war insbesondere für folgende Seen notwendig:

- für die Voralpenseen aufgrund der geringen Anzahl an Beispielseen,
- für die geschichteten Seen mit großen VQ (Typ 10) aufgrund der ungewöhnlich hohen Streubreite der Gesamtbiovolumenwerte für Seen, die als „sehr gut“ nach LAWA-Trophiezustand und nach Expertenmeinung eingestuft waren.
- für die ungeschichteten Tieflandseen mit großen VQ, da eine Gruppe von Flachseen extrem hohe Gesamtbiovolumenwerte aufwies und weil für einige dieser Seen paläolimnologisch rekonstruierte Referenzzustände vorlagen, die von der bisherigen Einschätzung eines mesotrophen Bereiches deutlich zur höheren Trophie tendieren.

Geschichtete Voralpenseen

Die Voralpenseen des Typs 2 und Typs 3 werden zusammengefasst: Die Anzahl der verfügbaren Seenbeispiele wird erst durch die Typzusammenfassung auswertungsrelevant hoch. Die Zusammenfassung lässt sich mittels zweier biozönotischer Merkmale begründen: Das Phytoplankton der Seen weist erstens eine ähnliche Biomasseausprägung bei gleicher Nährstoffbelastung auf. Zweitens ergab die Korrespondenzanalyse der Arten eine hohe Überlappung der beiden Seetypen im Referenzzustand. Die Ermittlung des Soll-Zustandes nach LAWA (1999) aller Seen mit qualifizierten Datensatz ergab einen Trophiebereich zwischen oligotroph bis mesotroph für beide Seetypen. Im Gegensatz dazu stehen unveröffentlichte, paläolimnologische Diatomeenstudien des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Schaumburg, pers. Mitteilung), wonach die Seen der Voralpen einheitlich Diatomeengemeinschaften aufwiesen, die für den oligotrophen Zustand typisch sind. Da dieser Widerspruch im Rahmen dieses Projektes nicht aufgelöst werden kann, wird aus den vorliegenden Indizien vorläufig vereinfachend geschlossen, dass auch mesotrophe Zustände für Voralpenseen im Referenzbereich auftreten können. Als Seebeispiele mit natürlicherweise mesotrophen Zuständen sind der Bannwaldsee (Typ 2) oder der Niedersonthofener See zu nennen.

Ungeschichtete Tieflandseen

Ungeschichtete Tieflandseen des Typs 11 werden in zwei Subtypen unterteilt: in sehr flache Seen (≤ 3 m mittlere Tiefe = Typ 11.2) und tiefere ungeschichtete Seen (> 3 m mittlere Tiefe = Typ 11.1). Dies lässt sich über die unterschiedliche Biomasseausprägung bei gleicher Nährstoffbelastung biozönotisch begründen: Bei ähnlicher Nährstoffbelastung reagieren die sehr flachen Seen wegen der besseren Lichtversorgung mit extrem hohen Biomassen. Der ermittelte Soll-Zustand nach LAWA lag für die Seen des Typs 11 im Projektdatensatz in einem sehr breiten Trophiebereich von mesotroph bis polytroph 2. Mesotrophe Trophiezustände im Plankton werden im Projekt nur für diejenigen ungeschichteten Seen mit großem VQ angenommen, die von Makrophyten dominiert sind. Für die aus morphometrischen und/oder hydrologischen Gegebenheiten nicht Makrophyten-dominierten Seen des Typs 11 waren im Referenzzustand mindestens eutroph 1 und einige Flachseen (Subtyp 11.2) sogar eutroph 2. Nach den Untersuchungen von Körner (2004) im Rahmen einer paläolimnologischen Studie von 6 Flachseen (Mischke et al. 2003) waren diese in Brandenburg in den letzten 2.000 Jahren nicht durchgehend von Makrophyten dominiert, sondern es gab natürlicherweise Perioden mit geringem Makrophytenbestand. In diesen Perioden wurde zum Teil ein gleichzeitig erhöhter Planktonanteil durch Pigmentanalysen nachgewiesen (s. Hoffmann et al. 2004). Die Artenzusammensetzung der Diatomeen (Schönfelder 2003), der Chironomiden (Orendt in Mischke et al. 2003), der Ostracoden (Viehberg in Mischke et al. 2003) und der Cladoceren in den subfossilen Resten in Sedimentkernen von 6 Flachseen weisen auf leicht bis hocheutrophe Zustände in den anthropogen wenig beeinflussten Perioden in der nahen subatlantischen Vergangenheit hin (Mischke et al. 2003).

Geschichtete Tieflandseen

Die geschichteten Tieflandseen (Typ 10) wiesen hinsichtlich des Soll-Zustandes nach LAWA (1999) anhand der Morphometrie der Seen ebenfalls eine besonders große Varianz auf. Für die Seen mit qualifizierten Datensatz ergab sich ein trophischer Referenzbereich von oligotroph bis eutroph 1 (vereinzelt sogar eutroph 2 bis polytroph), so dass für diesen Typ 3 Subtypen getestet wurden. Es wurden die folgenden drei Subtypen nach VQ untersucht: 10.1a (VQ 1,5-5), 10.1b (VQ $>$ 5-15) und 10.2 (VQ $>$ 15). Anlass für eine solche Einteilung sind die Ergebnisse aus paläolimnologischen Untersuchungen (TP-Diatomeen-Transferfunktion) von Schönfelder (2004 a, b) mit der daraus abgeleiteten Hypothese: "Je größer der VQ-Wert eines Sees, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit für Akkumulationseffekt von Gesamtphosphor im Sediment".

Diese Hypothese setzt voraus, dass

- a. die Algenentwicklung im Wesentlichen durch die TP-Konzentration gesteuert wird und
- b. der im Sediment festgelegte Phosphor ebenfalls einen entscheidenden Einfluss auf die Entwicklung der pelagischen Algen hat.

Für die Überprüfung dieser provisorischen Subtypen des Seetyps 10 wurde die „Algenklassen“-Zusammensetzung und das Gesamtbiovolumen in diesen Subtypen mit einer angenommenen, ansteigenden Trophie von Subtyp 10.1a nach 10.2 im Referenzzustand ausgewertet (s. Kap. 6.1). Die o. g. Hypothese konnte für den Subtyp 10.1b mit einem VQ zwischen 5 und 15 nicht bestätigt werden: Weder traten im Subtyp 10.1b (25 Seen) gegenüber dem Subtyp 10.1a (24 Seen) erhöhte Gesamtbiovolumina auf, noch wurde bei größerem bis sehr großem VQ eine erhöhte Neigung zur Cyanobakteriendominanz beobachtet. Deshalb wurden 10.1a + 10.1b in Typ 10.1 vereint. Der Typ 10.2 (11 Seen) wird beibehalten, da für ihn vorläufig ein anderer Referenzzustand angenommen wird (s. Tabelle 4).

4.2.2 Vereinheitlichte Referenztrophie der Seetypen für die Phytoplanktonbewertung

In den Tabellen 4 und 5 werden die für dieses Projekt zugrunde gelegten Referenztrophiezustände dargestellt.

Tabelle 4: Seetyp-spezifische Referenztrophie und die davon abgeleiteten Degradationsklassen und Unterteilung in Subtypen. Trophieklassen angelehnt an den LAWA-Index für den Ist-Zustand (1999) mit zusätzlicher Unterteilung des mesotrophen Bereichs in m1 und m2.

Kriterium	Subtyp	sehr gut	gut	mäßig	unbefried.	schlecht
	13	o-m1	m2	e1	e2	>e2
	14	m1-m2	e1	e2	p1	>p1
VQ 1,5 – 15	10.1	m1-m2	e1	e2	p1	>p1
VQ >15	10.2	m2-e1	e2	p1	p2	>p2
Zmean >3m	11.1	m2-e1	e2	p1	p2	>p2
Flusseen	12	m2-e1	e2	p1	p2	>p2
Zmean ≤3m	11.2	e1-e2	p1	p2	p2	>p2
VA	1	m1-m2	e1	e2	p1	>p1
A	4	o	m1	m2	e1	>e1
VA	2+3	o-m1	m2	e1	e2	>e2

Diesen Referenztrophiebereichen und den daraus abgeleiteten Degradationsklassen kann als Obergrenze ein LAWA-Trophie-Indexwert zugeordnet werden.

Tabelle 5: Seetyp-spezifische Obergrenze(≤) des LAWA-Index-Wertes zur Vorab-Bestimmung des Zustandes eines Datensatzes in den Degradationsklassen nach WRRL für Auswertungszwecke.

LAWA-Index Obergrenze					
Subtyp	sehr gut	gut	mäßig	unbefried.	Schlecht
13	2	2,5	3	3,5	>3,5
14	2,5	3	3,5	4	>4
10.1	2,5	3	3,5	4	>4
10.2	3	3,5	4	4,5	>4,5
11.1	3	3,5	4	4,5	>4,5
12	3	3,5	4	4,5	>4,5
11.2	3,5	4	4,25	4,5	>4,5
1	2,5	3	3,5	4	>4
4	1,5	2	2,5	3	>3
2+3	2	2,5	3	3,5	>3,5

4.3 Referenzseen der Alpen und Voralpen

In den Seen aus den Alpen und Voralpen liegen im Projektdatensatz qualifizierte biologische Daten für geschichtete Seen in Kombination mit Trophiedaten vor, welche eine gesicherte Identifikation von Referenzseen ermöglichen. Bei der Ausweisung der Referenzseen ist zu beachten, dass dies nur im Zusammenhang mit dem ausgewiesenen Untersuchungsjahr gilt (s. Tabelle 6), da die Seen zum Teil langfristige Trophieveränderungen durchliefen.

Für die ungeschichteten Voralpenseen (Seetyp 1) liegen mit Ausnahme vom Froschhauser See, wenige Untersuchungsjahre vor, die eine geringe Trophie ausweisen. Zudem haben von den 5 Seen des Typs 1 drei Seen eine Seefläche unter 50 ha und sind somit für die WRRL nicht berichtspflichtig. Obwohl der Froschhauser See ebenfalls ein Kleinsee mit nur 17 ha ist, wird er als einziger Referenzsee herangezogen, da er im Jahr 1998 die geringste Trophie aller verfügbaren Seen aufwies und im angenommenen Referenztrophiebereich liegt.

Innerhalb der Gruppe der geschichteten Voralpenseen (Seetyp 2 und 3) liegen ausreichende biologische und trophische Daten vor, um 7 Referenzseen auszuweisen. Neben 2 oligotrophen Seen (Lustsee und Wörthsee) wurden auch schwach mesotrophe Seen hierbei aufgenommen, da sie im angenommenen Referenztrophiebereich (Tabelle 4) liegen. Diese Einstufung weicht von der Expertenmeinung des Vertreters des zuständigen Bundeslandes ab.

Als Referenzseen der Alpen kommen nur oligotrophe Seen in Frage und es gibt 6 Seen, die diese Anforderung gepaart mit ausreichenden biologischen Daten erfüllen.

Tabelle 6: Liste der Referenzseen je Seentyp in den Alpen und Voralpen nach LAWA (Mathes et al. 2002) mit den für die Phytoplanktonbewertung gebildeten Typgruppen sowie Angabe der Referenztrophie (Ref in Typgruppe, o = oligotroph, , m1 = mesotroph bis LAWA-Index 2; m2 = mesotroph LAWA-Index 2-2,5) und des LAWA-Indexwertes für das beispielhafte Untersuchungsjahr. Letzte Spalte: Einschätzung durch die Bundesländer. Nicht Ref = Nach Bundesland ist der See kein Referenzsee. * = See in Österreich, ** = Mittelwert über mehrere Untersuchungsjahre.

LAWA Seetyp	Typgruppe	Gewässername	Ref in Typgruppe	LAWA-Index	Beispieljahr	Bundesland Einschätzung abweichend?
1	1	Froschhauser See	m1-m2	2,1	1998	
2	2+3	Lustsee	o-m1	1,0	2000	
2	2+3	Lustsee	o-m1	1,2**	4 Jahre	
2	2+3	Großer Ostersee	o-m1	1,6	2001	nicht Ref
2	2+3	Kirchsee	o-m1	1,7	2001	nicht Ref
2	2+3	Pilsensee	o-m1	1,7	1993	nicht Ref
3	2+3	Wörthsee	o-m1	1,3	1993	
3	2+3	Starnberger See	o-m1	1,5	1997	nicht Ref
3	2+3	Weissensee	o-m1	1,7	1997	nicht Ref
4	4	Weißensee*, Öst.	o	1,1**	div. Jahre	
4	4	Walchensee	o	1,3	1995	
4	4	Königssee	o	1,2	2000	
4	4	Obersee	o	1,0	2000	
4	4	Alpsee bei Füssen	o	0,8	2001	
4	4	Tegernsee	o	1,2	1992	

4.4 Referenzseen Tiefland

In den Seen des Tieflandes liegen im Projektdatensatz nur teilweise qualifizierte biologische Daten in Kombination mit Trophiedaten vor, die eine gesicherte Identifikation von Referenzseen ermöglichen. Bei der Ausweisung der Referenzseen ist auch hier zusätzlich zu beachten, dass dies nur im Zusammenhang mit dem ausgewiesenen Untersuchungsjahr gilt (s. Tabelle 6), da die Seen zum Teil langfristige Trophieveränderungen durchliefen. Insgesamt waren die ungeschichteten Tieflandseen zumeist stark eutrophiert und es fehlen Referenzseen insbesondere für die Flusseen (Typ 12) und für die ungeschichteten Seen mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 14). Mindestens für diese beiden Seentypen besteht weiterer Forschungsbedarf und es müssen dringend mehr Daten dazu erhoben werden.

Für die geschichteten Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet (Seetyp 10) wird eine Subtypunterscheidung für Seen mit sehr großem Einzugsgebiet ($VQ > 15$) vorgeschlagen mit einer eigenen Referenztrophiie (s. Kap. 4.2). Mit Ausnahme des Lübbesees und des Roofensees sind 9 weitere, für den Typ 10.1 ausgewählte Seen in einem hoch mesotrophen Bereich angesiedelt, der jedoch noch als Referenzbereich befindlich angenommen wird.

Durch die Subtypbildung von 10.2 werden drei weitere schwach eutrophe Seen als Referenzseen ausgewiesen, da für diesen Subtyp eine höhere Referenztrophiie mit eutroph 1 angenommen wird (s. Kap. 4.2). Hoch eutrophe oder gar polytrophe Referenzzustände werden für ungeschichtete Seen mit sehr großem VQ-Wert von Schönfelder (2004b) mittels paläolimnologischer Methoden anhand der Diatomeen rekonstruiert. Da die Rekonstruktion bisher auf wenigen Fallbeispiele und nur auf einer einzelnen Gruppe des Phytoplanktons beruht und die Schwellenwerte sich nicht anhand weiterer Merkmale wie Gesamtbiovolumenwert und „Algenklassen“-Verteilung am verfügbaren Datensatz validieren lassen, werden statt der von Schönfelder vorgeschlagenen 4 Subtypen vorläufig nur 2 beibehalten. Immerhin werden aber mit der Synthese-Degradations-einstufung stark eutrophierte Seen (eutroph 2) bei einem VQ-Wert größer 15 als noch im „guten Zustand“ befindlich eingestuft, womit kein Handlungsbedarf nach WRRRL besteht.

Innerhalb der Gruppe der ungeschichteten Tieflandseen mit großem VQ (Seetyp 11) kommen als Referenzseen für die tieferen Seen (mittlere Tiefe größer 3 m, Subtyp 11.1) nur 2 schwach eutrophe Seen und ein Seebecken eines sonst geschichteten Sees in Frage. Für die Flachseen dieses Typs (Subtyp) sind 4 weitere, eutrophe Seen im Bereich der angenommenen Referenztrophiie mit ausreichenden biologischen Daten verfügbar, die zumeist nicht als solche von den Bundeslandexperten ausgewiesen wurden.

Alle Flusseen (Seetyp 12) sind im vorhandenen Datensatz sehr stark eutrophiert. Nur der Schwarzer See in Mecklenburg-Vorpommern liegt als schwach eutropher See noch im Referenzbereich.

Während für die geschichteten Tieflandseen mit kleinem VQ (Typ 13) eine Gruppe von 6 gesicherten Referenzseen mit guten biologischen Daten vorliegen, gibt es für die ungeschichteten Seen (Typ 14) nur einen See, die Müritz, der noch im angenommenen Referenztrophiiebereich einzustufen ist. Allerdings stellt die Müritz mit ihrer für den Subtyp ungewöhnlich großen mittleren Tiefe von 6,7 m einen Sondertyp dar. Es wird bezweifelt, ob seine Phytoplanktonzusammensetzung für andere, flachere Seen des Typs, wie zum Beispiel den Kähnsdorfer See, als Referenzsee dienen kann.

Tabelle 7: Liste der Referenzseen im Tiefland je Seentyp nach LAWA (Mathes et al. 2002) mit den für die Phytoplanktonbewertung gebildeten Subtypen mit Definition (Kriterium; VQ = Volumenquotient; Z_{mean} = mittlere Seetiefe) sowie Angabe der Referenztrophie (Ref im Subtyp, o = oligotroph, , m1 = mesotroph bis LAWA-Index 2; m2 = mesotroph LAWA-Index 2-2,5; e1 = eutroph 1; e2 = eutroph 2). LAWA-Indexwert für das beispielhafte Untersuchungsjahr. Letzte Spalte: Einschätzung durch die Bundesländer. Nicht Ref = Nach Bundesland ist der See kein Referenzsee. * = einzelnes Seebecken. ** = Sondertyp 14 polymiktischer See mit mittlerer Tiefe > 3 m

LAWA Seentyp	Subtyp	Kriterien Typ	Gewässername	Ref im Subtyp	LA-WA-Index	Beispieljahr	Bundesland Einschätzung abweichend?
geschichtete Tieflandseen mit großen VQ							
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Feisnecksee	m1-m2	2,3	1996	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Lübbesee b. Templin	m1-m2	1,8	2001	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Oberuckersee	m1-m2	2,1	2001	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Unteruckersee	m1-m2	2,1	2001	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Plauer See	m1-m2	2,4	2001	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Inselsee	m1-m2	2,4	1995	nicht Ref
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Gr. Ratzeburger See	m1-m2	2,4	2002	nicht Ref
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Roofensee b. Menz	m1-m2	1,9	2001	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Bergsee	m1-m2	2,1	2002	
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Kölpinsee	m1-m2	2,4	2003	nicht Ref
10	10.1	VQ 1,5 - 15	Dabelowsee	m1-m2	2,4	2002	nicht Ref
geschichtete Tieflandseen mit sehr großen VQ							
10	10.2	VQ >15	Linstower See	m2-e1	2,9	1999	nicht Ref
10	10.2	VQ >15	Glammsee	m2-e1	2,9	2003	nicht Ref
10	10.2	VQ >15	Granzower Möschen	m2-e1	3,0	1995	nicht Ref
polymiktische Tieflandseen mit großen VQ							
11	11.1	$Z_{\text{mean}} >3$ m	Kummerower See	m2-e1	2,7	1995	
11	11.1	$Z_{\text{mean}} >3$ m	Parsteiner See, Nord*	m2-e1	2,2	2001	
11	11.1	$Z_{\text{mean}} >3$ m	Wolgastsee	m2-e1	2,4	2003	nicht Ref
11	11.1	$Z_{\text{mean}} >3$ m	Wolgastsee	m2-e1	2,7	1997	nicht Ref
11	11.2	$Z_{\text{mean}} \leq 3$ m	Möllensee Grünheide	e1-e2		1993	
11	11.2	$Z_{\text{mean}} \leq 3$ m	Rübensee	e1-e2		1997	nicht Ref
11	11.2	$Z_{\text{mean}} \leq 3$ m	Schloßsee Pampow	e1-e2	2,8	2002	nicht Ref
11	11.2	$Z_{\text{mean}} \leq 3$ m	Treptowsee	e1-e2	2,9	2003	nicht Ref
Flusseen im Tiefland							
12	12		Schwarzer See	m2-e1	2,9	1995	

LAWA Seetyp	Subtyp	Kriterien Typ	Gewässername	Ref im Subtyp	LA-WA-Index	Beispieljahr	Bundesland Einschätzung abweichend?
geschichtete Tieflandseen mit kleinem VQ							
13	13	VQ <1,5	Parsteiner See	o-m1	1,6	1991	
13	13	VQ <1,5	Wittwese	o-m1	1,6	1995	
13	13	VQ <1,5	Stechlinsee	o-m1	1,3	2000	
13	13	VQ <1,5	Großer Kastavensee	o-m1	1,6	2001	
13	13	VQ <1,5	Großer Wummsee	o-m1	1,5	2001	
13	13	VQ <1,5	Suhrer See	o-m1	1,7	2001	
polymiktische Tieflandseen mit kleinem VQ							
14	14	VQ <1,5	Müritz, tiefe Becken	m1-m2	2,4**		<i>Daten wenig belastbar</i>
14	14	VQ <1,5	Müritz, Kleine Kuhle	m1-m2	2,5**		<i>Seebecken</i>
14	14	VQ <1,5	Müritz	m1-m2	2,2**	2001	<i>Sondertyp Typ 14</i>

5 Validierung der "top-down-Seentypologie" nach Mathes et al. (2002) hinsichtlich des Kompartiments Phytoplankton und dessen Artenzusammensetzung

5.1 Problemstellung

Die typspezifische Gewässerbewertung gemäß EU-WRRL erfordert die Entwicklung von Indikatorsystemen innerhalb eines Seentypus oder zumindest eine typangepasste Bewertung unter Berücksichtigung von charakteristischen Begebenheiten. Hierzu sollte jeder Typ mit einer ausreichenden Anzahl von Seen in allen fünf Degradationsstufen repräsentiert sein. Aus der Abbildung 1 wird deutlich, dass in einigen Gewässertypen die Datenbasis zu klein ist, um abgesichert Referenzbiozönosen sowie degradierte Biozönosen verschiedener Stufen zu beschreiben. Eine Zusammenlegung von Seentypen war daher aus Sicht der Datenlage wünschenswert, musste jedoch geprüft werden. Darüber hinaus musste analysiert werden, ob die im Vorfeld definierten Gewässertypen nach Mathes et al. (2002) durch unterschiedliche Artengemeinschaften im Phytoplankton gekennzeichnet sind. Es wurde grundsätzlich davon ausgegangen, dass sich typspezifische Planktongemeinschaften in Referenzseen und Seen im gutem Zustand besser abzeichnen als in stärker degradierten Seen (vgl. u.a. Schaumburg et al. 2004).

5.2 Verwendete Datensätze, statistische Methoden und Ergebnisse

Es gingen drei verschiedene Datenauszüge in die statistische Analyse ein:

1. Frühjahrsaspekt: jeweils ein Termin im Zeitraum März bis Mai eines ausgewählten Jahres von allen sehr guten und guten Seen, Probenahmetermin vor dem Klarwasserstadium und wenn möglich innerhalb der Frühjahrsblüte.
2. Sommeraspekt: jeweils ein Termin eines ausgewählten Jahres von allen sehr guten und guten Seen im Zeitraum Ende Juli bis Ende September.
3. Langjährige Mittelwerte der Biovolumina in allen Seen und Seenbecken 1. aller Degradationsstufen und 2. aller guten und sehr guten Seen gemäß Prädegradationseinstufung. Die Seenjahre wurden nur über Phasen mit gleicher Trophie (nach LAWA, 1999) gemittelt.

Als Testverfahren kam die in der Pflanzensoziologie übliche Tabellenarbeit sowie die Korrespondenzanalyse (*Anacor*-Verfahren, ein- bis dreidimensional, kanonisch) zur Anwendung. Hierbei gingen in den verschiedenen Testläufen die Artenvorkommen mit den standardisierten Taxonbezeichnungen der Mindestbestimmbarkeitsliste (Kap. 3.4.2) sowohl mit presence-absence als auch mit ihren Biovolumina als GewichtungsvARIABLE ein. Folgende Ergebnisse wurden dabei erzielt:

- Die unterschiedliche taxonomische Bearbeitung sowie die Anzahl der Probenahmen im Jahr bzw. die Anzahl der in den langjährigen Mittelwert eingehenden Seenjahre können auf die Ähnlichkeitsanalysen einen beachtenswerten Einfluss haben. Gutes Beispiel für diesen Effekt ist der Bodensee (siehe Lage des Zellersees 4Bode2 und des Bodensee-Obersees 4BodeO2 in Abbildung 6 oben). Dessen Datensätze sind durch hohe Taxazahlen gekennzeichnet, welche auf die langjährig dichte Beprobung und die gute taxonomische Auflösung

zurückzuführen sind.

- Die Seen der verschiedenen Ökoregionen besitzen im Regelfall unterschiedliche Artengemeinschaften im Plankton und behalten diese Unterschiedlichkeit in allen Degradationsstufen bei. Dies kann bei besserer Auflösung der einzelnen Quadranten in der Abbildung 4, welche in etwas unübersichtlicher Form jedoch alle Seen mit allen Zustandsklassen enthält, gefunden werden. Im rechten oberen Teil befinden sich alle Seen der Alpen und Voralpen. Auf der gesamten linken Seite und unten befinden sich die geschichteten und ungeschichteten Seen des Tieflandes.

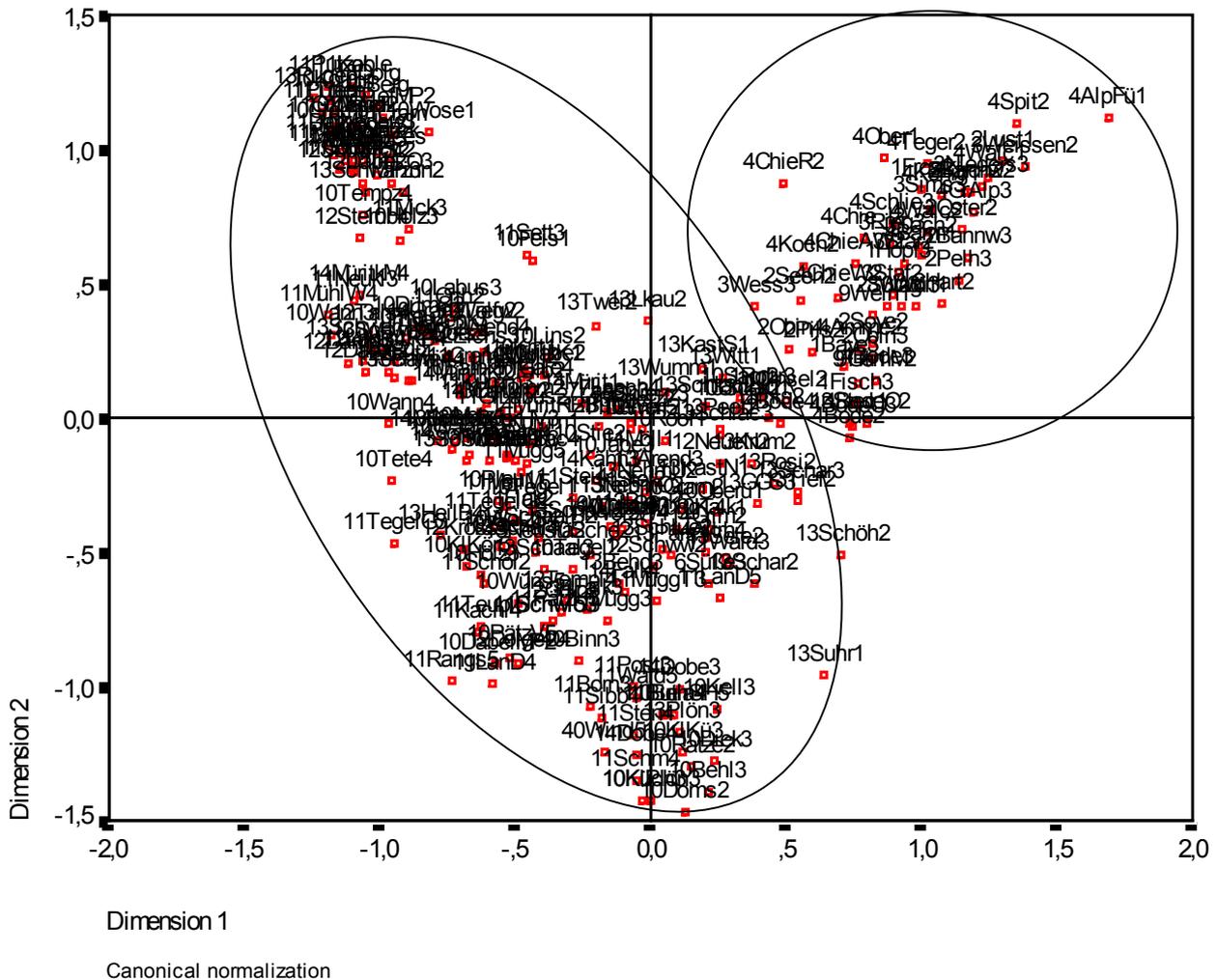


Abbildung 4: Zweidimensionale Korrespondenzanalyse aller Seen mit langjährigem Vorkommen der Planktontaxa mit Biovolumina > 1%, alle Zustandsklassen. Erläuterung Seen-Label: z.B. 4Ober1 = Seentyp 4, Obersee, Prädegradationsstufe 1. Erläuterung Seenkürzel im Anhang Tabelle 52. Taxavorkommen mit presence/absence.

- Die Planktongesellschaften der wenigen in der Datenbank enthaltenen Mittelgebirgsseen insbesondere der Eifelmaare des Typs 9 unterscheiden sich derart deutlich von denen des Tieflands und der Alpen- und Voralpenregion, dass eine Zusammenlegung nicht begründet werden kann (Abbildung 4 und Abbildung 6). Nur in Einzelfällen könnte z.B. die Zuordnung des Süßen Sees (Mittelgebirgssee Typ 6, Sachsen-Anhalt) zu den ungeschichteten Tieflandseen des Typs 11 sinnvoll sein. Der Titisee (Typ 9) liegt in einigen Analysen unauffällig zwischen den Alpen- und Voralpenseen (Abbildung 6), sondert sich jedoch z.B.

zwischen den Alpen- und Voralpenseen (Abbildung 6), sonderte sich jedoch z.B. bei Betrachtung des Frühjahrsaspektes wieder deutlich von diesen ab (Abbildung 5). Eine zweifelsfreie Eingliederung konnte deshalb nicht vorgenommen werden. Nachdem für die Mittelgebirgsseen aufgrund der zu kleinen Stichprobe kein eigenständiges Bewertungsverfahren entwickelt werden kann, wird anhand der hier vorgestellten Ähnlichkeitsanalysen darüber hinaus deutlich, dass diese Seen nicht der Einfachheit halber in die Bewertungsverfahren der anderen Ökoregionen integriert werden können.

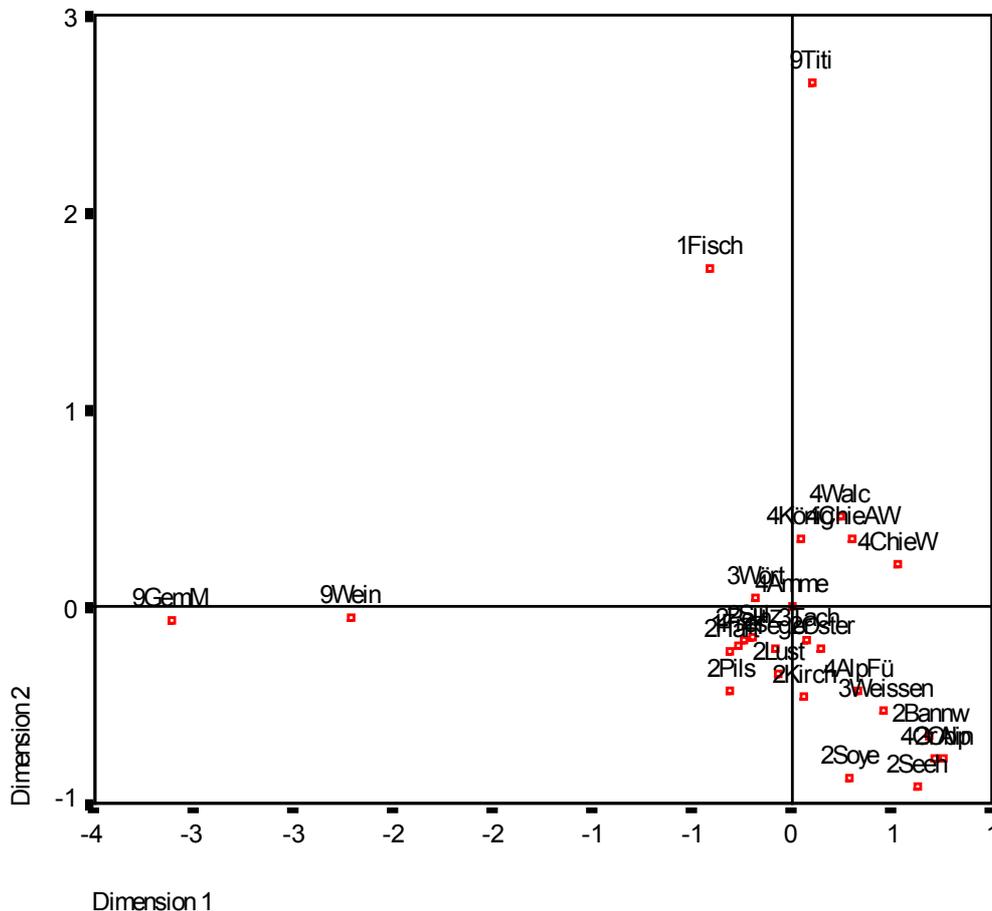


Abbildung 5: Beispiel für eine Korrespondenzanalyse auf Basis von ausgewählten Einzelproben des Frühjahrsaspektes in der Ökoregion Alpen und Voralpen und Mittelgebirge, nur sehr gute und gute Seen. Seenlabel: z.B. 9GemM=Seentyp 9 des Mittelgebirges, Gemündener Maar. Erläuterung Seenkürzel im Anhang Tabelle 52. Taxavorkommen mit presence/absence.

- Das Schichtungsverhalten des Sees spiegelt sich in der Artenzusammensetzung größtenteils wider. Ein Beispiel hierzu ist in Abbildung 6 zu sehen, in der die Seen des Tieflandes (linke Seite) in eine obere Gruppe mit vorwiegend ungeschichteten und in eine untere Gruppe mit vorwiegend geschichteten Seen separiert sind.
- Das Typisierungskriterium 'Volumenquotient' (VQ, s. Tabelle 8) bildet sich in den Artengemeinschaften nicht ab, wird jedoch in einem späteren Schritt der Bewertung bei der Festlegung der Referenzsituation für jeden See mit berücksichtigt (s. Kap. 4.2).
- In den Seentypen, welche sich lediglich in der Wasseraufenthaltszeit voneinander unterscheiden, d.h. Typ 11/14 versus Typ 12, konnten bisher keine Differenzialtaxa für den jeweiligen Typ gefunden werden. Dies wurde ebenfalls anhand von Korrespondenzanalysen

sowie umfangreicher Tabellenarbeit geprüft.

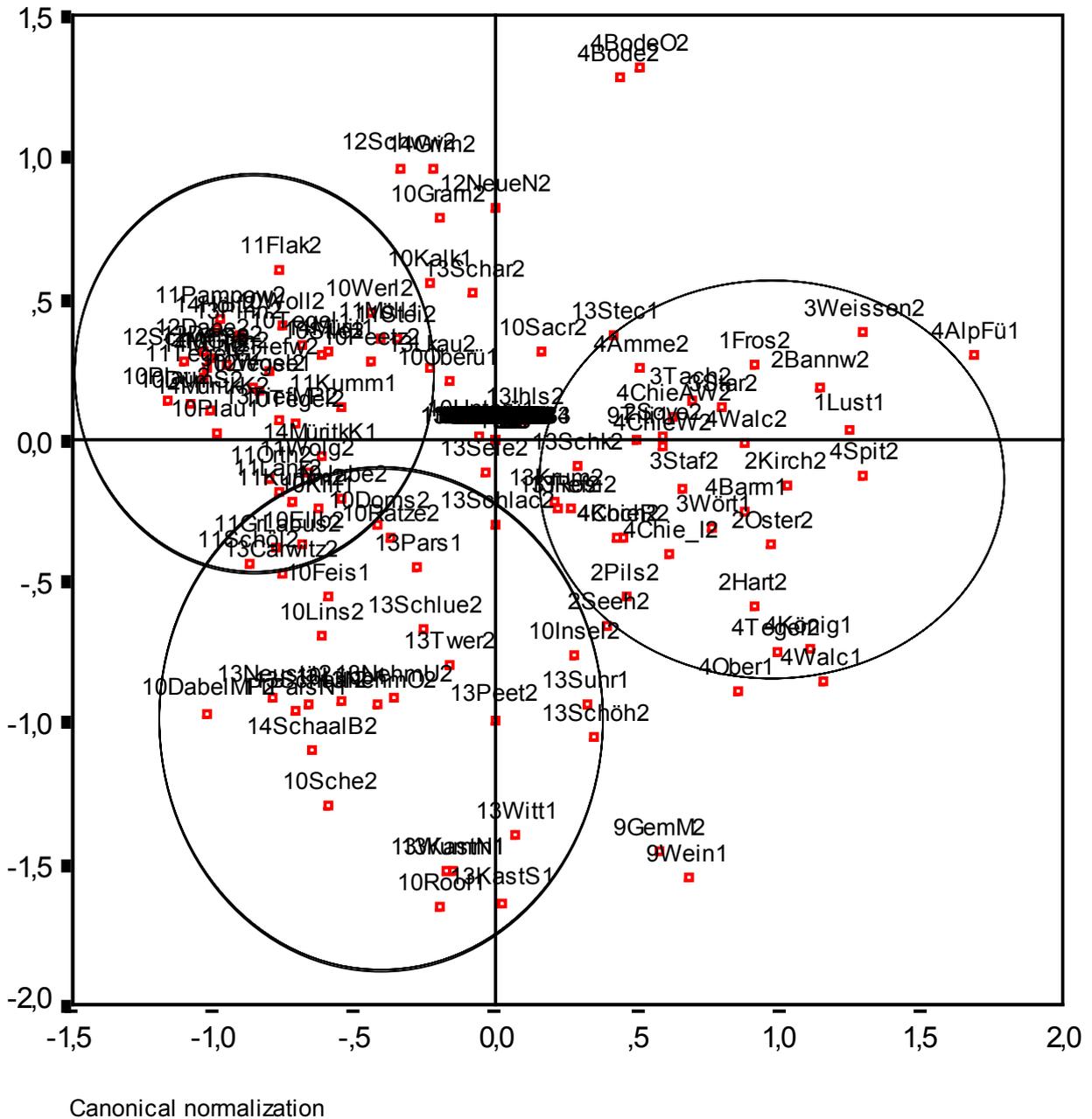


Abbildung 6: Beispiel für eine Korrespondenzanalyse auf Basis von langjährigen Mittelwerten der Biovolumina der Planktontaxa, nur sehr gute und gute Seen. Erläuterung Seen-Label: z.B. 4Ober1 = Seentyp 4, Obersee, Prädegradationsstufe 1. Erläuterung Seenkürzel im Anhang Tabelle 52. Taxavorkommen mit presence/absence.

5.3 Umgang mit der Seentypologie sowie Anpassen der Bewertungsskala der EU-WRRL an die Trophiebewertung

Auf Basis der oben dargestellten Ergebnisse werden die Seentypen der Alpen- und Voralpenregion sowie des Tieflandes vorläufig gemäß Tabelle 8 gemeinsam behandelt. Die Typzusammenlegungen betreffen insbesondere die Seentypen mit unterschiedlichem Volumenquotienten. Sie beziehen sich ausschließlich auf die Biokomponente Phytoplankton und den Ansatz auf Artniveau und können nicht ohne Prüfung auf andere Aspekte oder Organismengruppen übertragen werden. Für die Auswertung hinsichtlich Trophie-Indikatorarten werden in der Ökoregion Alpen und Voralpen auch die geschichteten und ungeschichteten Seen in einem Kalibrationsdatensatz zusammengefasst. Dies ist aufgrund der geringen Anzahl der ungeschichteten Seen sinnvoll.

Tabelle 8: Zusammenlegung von Seentypen für die Biokomponente Phytoplankton (Ansatz Artniveau) in Seen und die Auswertung hinsichtlich Artenzusammensetzung. AVA = Alpen- und Voralpenregion, MG = Mittelgebirge; TL = Tiefland.

Seentyp-Nr.	Öko-region	Kalk-gehalt	Volumenquotient VQ (m ² /m ³)/Schichtung	Typzusammenlegung für Auswertung Phytoplankton
1	AVA	kalkreich	VQ > 1,5 / ungeschichtet (Voralpen)	Typ sollte bleiben, jedoch zu wenig Seen – Zusammenlegung mit 2/3/4
2	AVA	kalkreich	VQ > 1,5 / geschichtet (Voralpen)	Typgruppe 2/3/4
3	AVA	kalkreich	VQ ≤ 1,5 / geschichtet (Voralpen)	
4	AVA	kalkreich	VQ ≤ oder > 1,5 / geschichtet (Alpen)	
5	MG	kalkreich	VQ > 1,5 / geschichtet	Zusammenlegen mit den Seentypen anderer Ökoregionen nicht sinnvoll. Derzeit zu wenig Seen der Mittelgebirge in der Datenbank zur Entwicklung ein Bewertungssystems.
6	MG	kalkreich	VQ > 1,5 / ungeschichtet	
7	MG	kalkreich	VQ ≤ 1,5 / geschichtet	
8	MG	kalkarm	VQ > 1,5 / geschichtet	
9	MG	kalkarm	VQ ≤ 1,5 / geschichtet	
10	TL	kalkreich	VQ > 1,5 / geschichtet	Typgruppe 10/13
11	TL	kalkreich	VQ > 1,5 / ungeschichtet/ Wasseraufenthaltszeit > 30 d	Typgruppe 11/12/14
12	TL	kalkreich	VQ > 1,5 / ungeschichtet/ Wasseraufenthaltszeit 3-30 d	
13	TL	kalkreich	VQ ≤ 1,5 / geschichtet	Typgruppe 10/13
14	TL	kalkreich	VQ ≤ 1,5 / ungeschichtet	Typgruppe 11/12/14

Der Volumenquotient (VQ) stellt in der Typologie ein wichtiges Kriterium dar, den potentiell natürlichen Trophiezustand eines Sees einzuschätzen sowie u.a. seenmorphologische Unterschiede zu berücksichtigen. Da sich die Planktongesellschaften in ihrer Zusammensetzung und Quantität in erster Linie entsprechend den trophischen Randbedingungen im Freiwasser entwickeln, stellt der Volumenquotient keine unmittelbar wirksame ökologische Einflussgröße dar.

Die Annahme ist demnach, dass sich in allen geschichteten bzw. ungeschichteten Seen einer Ökoregion die Phytoplanktongemeinschaften entlang des Trophie-Gradienten schrittweise verändern und diese trophietypischen Zusammensetzungen beschrieben werden können.

Im umgekehrt angewandten Verfahren indiziert die Planktongemeinschaft einen trophischen Zustand zwischen oligo- und hypertroph. Der so ermittelte Status ist zunächst als wertfrei zu betrachten. Erst mit Kenntnis des potenziell natürlichen Zustandes hinsichtlich Trophie (= Referenztrophy des zu bewertenden Gewässers) ist eine Einstufung gemäß Wasserrahmenrichtlinie möglich. Mit dieser Vorgehensweise wird der Tatsache Rechnung getragen, dass auch innerhalb der Seentypen noch sehr unterschiedliche Trophie-Referenzzustände der einzelnen Seen beobachtet oder paläolimnologisch ermittelt wurden (Nixdorf et al. 2003, Schönfelder 2004b).

Das Kriterium VQ der top-down-Seentypologie nach Mathes et al. (2002) bleibt entsprechend dem oben dargestellten Verfahren also nicht unberücksichtigt, sondern es wird in der späteren Phase der Bewertung wieder relevant, wenn es um die Definition der Referenztrophy der Seen geht. Allerdings wird der VQ nicht nur in zwei Klassenstufen verwendet, wie dies in der bisherigen Seentypologie der Fall war - größer oder kleiner 1,5 - sondern flexibler zur Ermittlung der Referenztrophy herangezogen (s. Kap. 4).

6 Herleitung des Metrics Phytoplanktonbiovolumen

Die Daten wurden anhand der Voreinstufung durch die Bundesländer gruppiert und als Saisonmittel des Zeitraumes April bis Oktober analysiert. Innerhalb jedes Seentyps wurden einzelne Ausreißerwerte identifiziert, die extrem vom Klassenmedian abwichen. Dies war für über 20 von 759 Seenjahren nötig. Bei diesen Ausreißern wichen zumeist die Analysewerte für die Chlorophyll a-Konzentration, die in die Trophiebewertung eingeht, und die dazu gehörenden Gesamtbiovolumenwerte extrem von einander ab (Beispiele s. Tabelle 9). Hier wurden im folgenden Werte aus der Kalkulation für das Verhältnis „Chl a – Konzentration zu Biovolumen“ des Phytoplanktons eliminiert (Ausreißer), die größer als 10 und kleiner als 2,5 waren. Das bedeutete eine Reduktion der Anzahl der vorhandenen Wertepaare von 4198 auf 2636, wobei sich der Median kaum änderte (von 4,95 auf 4,97), der Mittelwert sich auf einen Wert von 9,8 auf 5,3 einstellte. Die Standardabweichung konnte durch die Eliminierung der Ausreißer von 155 auf 1,97 verbessert werden.

Tabelle 9: Beispiele für ungewöhnliche Wertepaare von Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) und Gesamtbiovolumina-Werte (GesBiovol) als Vegetationsmittel (März-Oktober). SD=Sichttiefe.

Gewässername	Jahr	Chl a (µg/l)	GesBiovol (mm ³ /l)	SD (m)	Chl a/ GesBiovol
Großer Wostevitzer Teich	2003	226,67	167,16	0,18	1,36
Obinger See	1985	186,20	8,29	1,37	22,47
Woezer See	2003	108,45	76,62	0,44	1,42
Großer Eichsener See	1997	38,07	25,78	0,33	1,48
Neuklostersee	2003	28,14	43,15	1,16	0,65
Schweriner See	1995	20,75	1,26	3,37	16,52
Galenbecker See	1996	13,61	60,36	0,41	0,23
Laacher See	1987	12,10	0,42	4,24	28,81
Rohrsee	2000	8,00	10,56	1,85	0,76
Rohrsee	1999	7,43	7,36	2,07	1,01
Ammersee	1987	6,35	0,44	3,28	14,57
Kochelsee	1988	5,62	0,29		19,12
Feisnecksee	1996	2,90	7,17	2,21	0,40
Hopfensee	1998	0,06	5,15		0,01

Die Ursachen für die extremen Abweichungen innerhalb des Verhältnisses Chl a-Konzentration/Biovolumen des Phytoplanktons sind vielfältig. Eine Über- bzw. Unterbestimmung eines der Biomasseanzeiger kann anhand eines Abgleiches mit der Sichttiefe erfolgen, wenn die Transparenz des Gewässers hauptsächlich vegetationsbedingt (Phytoplanktontrübung) ist. In vielen Fällen wurde das Biovolumen fehlkalkuliert; jedoch traten auch zahlreiche Ausreißer bei der Chl a – Bestimmung auf. Die Probengrundlage für die Bestimmung beider Biomasseanzeiger

waren in zahlreichen Fällen auch unterschiedlich (z.B. nicht identische integrierte bzw. Punktproben), so dass ein direkter Vergleich der Werte schon aus Gründen der Probenahme nicht möglich war. Diese Analysen belegen die hohe Dringlichkeit einer einheitlichen Probenahme- und Auswertemethodik. Als grober Richtwert zur Überprüfung des Verhältnisses Chl a – Konzentration zu Biovolumina des Phytoplanktons kann aus der Analyse des linearen Zusammenhanges zwischen beiden Größen gelten, dass der Faktor 5 multipliziert mit dem Biovolumen des Phytoplanktons (mm^3/l) die Chl a – Konzentration in $\mu\text{g}/\text{l}$ ergibt, bzw. andersherum: Chl a – Konzentration dividiert durch 5 oder multipliziert mit 0,2 ergibt in etwa das Biovolumen des Phytoplanktons. Für die Chl a - Orientierungswerte in der Tabelle 10 sind die Regressionsbeziehungen aus dem Exponentialansatz aller Werte für die Tieflandseen und der Bayrischen Regressionsbeziehungen für die Alpen- und Voralpenseen benutzt worden.

Für 20 weitere Untersuchungsjahre lagen keine Trophiedaten vor, so dass die Voreinstufung durch die Bundesländer ungesichert war. In diesen Fällen wurde die Voreinstufung nach dem Gesamtbiovolumenwert vorgenommen.

Die Subtypen 10.1 und 10.2, die sich in Anlehnung an Schönfelder (2004b) durch den VQ-Wert unterscheiden, wurden getestet und zeigten hinsichtlich Gesamtbiovolumen und „Algenklassen“ keinen unterschiedlichen Trend bei ansteigender Trophie nach LAWA-Index. Es konnten für die vorgeschlagenen Subtypen des Seentyps 10 keine eigenen Klassengrenzen für das Gesamtbiovolumen formuliert werden (s. Abbildung 7).

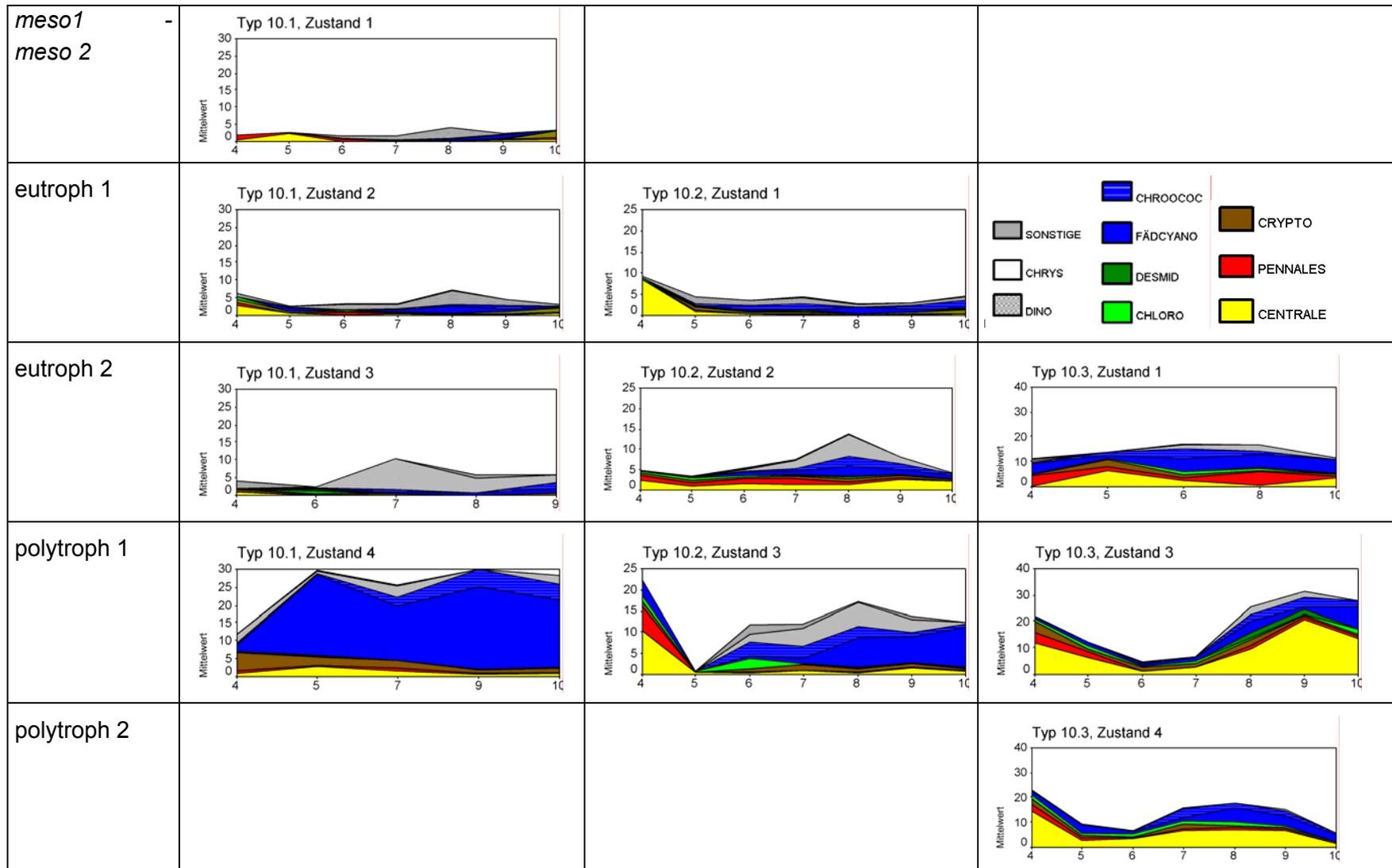


Abbildung 7: Darstellung der kumulierten Biovolumina der „Algenklassen“ im Seetyp 10 als Klassenmittelwerte aufgetrennt nach den Subtypen 10.1a (Grafiken links) mit VQ 1,5 –5, dem Subtyp 10.1b (Grafiken Mitte) mit VQ 5-15 und Subtyp 10.2 (Grafiken rechts) mit VQ >15 mit zunehmender Trophie nach LAWA (1999) von oben nach unten. Die Zustandsklassen 1 bis 4 wurden unter Annahme einer unterschiedlichen Referenztrophi je Subtyp eingeteilt (s. Schönfelder 2004a).

6.1 Klassengrenzen Gesamtbiovolumen

In der Tabelle 10 sind die Vegetationsmittelwerte der Gesamtbiovolumina und der Chlorophyll a-Konzentrationen für die Ökoregionen Alpen/Voralpen und Norddeutsches Tiefland dargestellt. Sie stellen zwei Metrics für den Parameterkomplex Gesamtbiomasse des Phytoplanktons dar und sind als Klassengrenzen der Degradationsklassen nach EG-WRRL zu verstehen. Zum Seentypenentwurf von Mathes et al. (2002) ergeben sich folgende Abweichungen bzw. Vorschläge zur Ergänzung:

- Die geschichteten Seen der Alpen & Voralpenregion wurden zusammengefasst,
- Wie auch von Moss et al. (2003) vorgeschlagen, wurden die sehr flachen Seen mit einer mittleren Tiefe kleiner drei Meter als eigener Gewässertyp aufgrund ihrer erheblich höheren potentiellen Biomasse ausgewiesen (Typ 11.2).
- Dimiktische Seen mit Schwefelwasserstoffentwicklung und Tiefenchlorophyllmaxima (DCM) sollten in das phytoplanktonbasierte Bewertungssystem einbezogen werden. Für diesen Vorschlag liegen jedoch noch zu wenig Basisdaten vor. Es ist davon auszugehen, dass viele der ehemals stark eutrophierten Seen im Verlauf der Gewässerverbesserung ihr Phytoplanktonmaximum in die Tiefe verlagern. Aufgrund der Sedimentbelastung mit Phosphor können diese Seen trotz klaren epilimnischen Wassers noch hypolimnische H₂S-Akkumulation ausbilden und so die Entwicklung trophierelevanter Schwefel-Bakterien fördern.

Hinsichtlich des anthropogen unbeeinflussten Zustandes von Flachgewässern steht eine Rekonstruktion des biologischen Leitbildes noch aus. Ansätze dazu wurden in Kap. 4.2 dargestellt.

Die neben den Gesamtbiovolumina des Phytoplanktons aufgeführten Chl a- Konzentrationen in der Tabelle 10 sollen lediglich als Hilfsgröße zur Orientierung dienen und können wegen der hohen Schwankungsbreite im Chl a-Gehalt des Phytoplanktons nicht direkt zur ökologischen Bewertung herangezogen werden. Transformation von Chlorophyll a-Konzentrationen in Biovolumina mit dem Faktor 5 vorgenommen worden (s.o. und Abbildung 8) erfolgt, die länderspezifisch aus den Regressionsanalysen bestimmt wurden (s. Abb. Abbildung 8, Tabelle 10). Beide Parameter beziehen sich auf die Vegetationsperiode von März bis einschließlich Oktober.

Gegenüber dem Entwurf von Nixdorf et al. (2005) werden Modifikationen einiger Klassengrenzen vorgeschlagen, die anhand des neu eingestuftes Datensatzes ermittelt wurden.

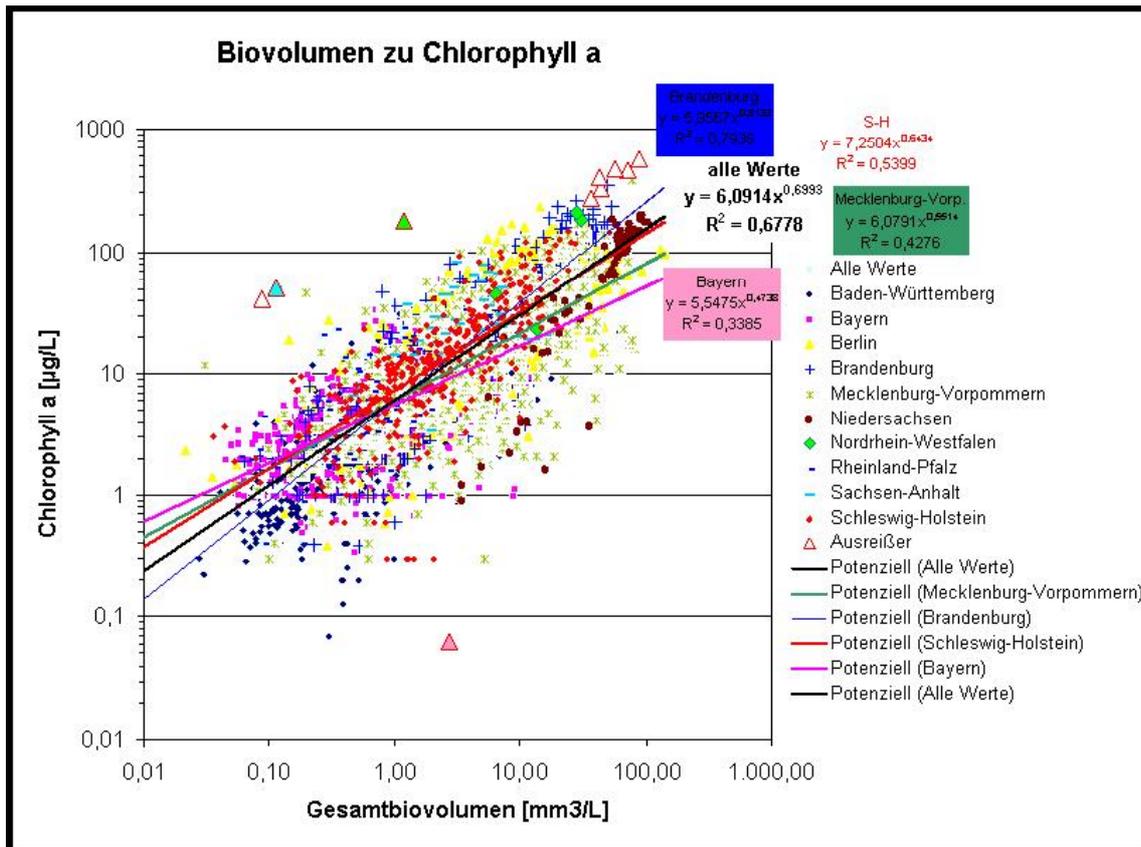


Abbildung 8: Verhältnis von Gesamtbiovolumen zur Chlorophyll a-Konzentration in doppelt-logarithmischer Skalierung aller verfügbaren, terminbezogenen Wertepaare.

In der Tabelle 10 sind die im März 2006 überarbeiteten Klassenobergrenzen für das Biovolumen des Phytoplanktons für alle Seetypen und für alle Degradationsstufen dargestellt. Änderungen zum Endbericht (Nixdorf et al. 2005 vom August) ergaben sich bei den Voralpen- und Alpenseen, in denen die ursprünglich zusammengefassten dimiktischen Seetypen 2-4 wieder unterteilt wurden in einen Seetyp 2 und 3 und einen separaten Seetyp 4, der geringere Phytoplanktonentwicklungen aufweist. Bei den Tieflandseen gab es dagegen eine Zusammenfassung des Typs 11.1 mit dem Typ 12 (Flusseen), weil diese Werte sehr eng beieinander lagen. Als Hilfsgröße zur Einschätzung des ökologischen Zustandes ist auch in diesen Tabellen die Chl a – Konzentration angegeben. Sie wurde aus der Regression aller Biovoluminawerte des Phytoplanktons und den korrespondierenden Chl a – Konzentrationen für die Seetypen 1 und 10-14 ermittelt ($\text{Chl a} = 6,0914 \cdot \text{BV}^{0,6993}$). Da die Alpen- und Voralpenseen des Typs 2-4 einen von dieser Regression abweichenden Zusammenhang aufwiesen, wurden modifizierte Kalkulationen zur Chl a – Berechnung verwendet: für die Typen 2 und 3: $\text{Chl a} = 4,3474 \cdot \text{BV}^{0,8395}$ und für den Typ 4 $\text{Chl a} = 4,0653 \cdot \text{BV}^{0,6795}$.

Tabelle 10: Bewertung von Seen anhand der Klassenobergrenzen des Phytoplanktonbiovolumens [in mm^3/l] und der Chlorophyll a-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] für Hartwasserseen der Alpen & Voralpen (a) sowie der Norddeutschen Tiefebene (b) für die Degradationsstufen sehr gut bis schlecht. Angegeben wurden Klassenobergrenzen für die entsprechenden Seetypen. Berücksichtigt sind das Verhältnis Einzugsgebietsgröße [km^2] zum Seevolumen [10^6 m^3] als VQ und das Schichtungsverhalten für die Typisierung als eine weitere Kenngröße des Verfahrens. In Tabelle 10 c sind die Abweichungen der Klassenobergrenzen als Differenzen im Vergleich zum Bewertungsentwurf Nixdorf et al. (2005, Endbericht August) dargestellt.

a)

Voralpen und Alpen						
Typ	1		2 + 3		4	
	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a
sehr gut	1,5	8,0	1,1	4,7	0,5	2,5
gut	3,0	13,0	2,25	8,6	1,25	4,7
mäßig	6,3	22,0	4,6	15,7	3,0	8,6
unbefried.	12,5	36,0	9,5	28,7	7,4	15,7
schlecht	>12,5	>36,0	>9,5	>28,7	>7,4	>15,7

b)

Tieflandseen										
Typ	10		11.1 + 12		11.2		13		14	
	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a
sehr gut	1,5	8,1	4,0	16,0	6,0	21,3	0,7	4,9	2,0	10,0
gut	4,7	18,0	7,8	25,6	11,2	33,0	1,7	8,8	4,0	16,0
mäßig	8,0	26,8	15,3	41,0	21,8	52,6	3,8	15,5	8,1	26,3
unbefried.	11,2	34,6	30,0	66,0	40,0	80,4	8,0	26,1	16,5	43,3
schlecht	>11,2	>34,6	>30	>66	>40	>80,4	>8	>26,1	>16,5	>43,3

c)

Typ	1		2 + 3		neu 4	
	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a
sehr gut		1,0	0,5	1,7	-0,1	-0,5
Gut	0,5	4,0	1,1	2,6	0,1	-1,3
mäßig	-0,7	8,0	1,6	6,7		-0,4
unbefried.	1,5	19,0	1,5	13,7	-0,6	0,7

Typ	10		11.1 + 12		11.2		13		14	
	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a
sehr gut	-1,5	-4,9	-1,0	-2,0	-4,0	-8,7	-0,1	1,9	0,7	5,0
gut	-2,3	-7,0	-2,2	-4,4	-6,8	-12,0	-0,8	-1,2	-1,5	-4,0
mäßig	-4,0	-7,2	1,3	3,0	-6,2	-7,4	-1,2	-4,5	-0,9	-13,7
unbefried.	-8,8	-15,4		1,0		-19,6	-2,0	-18,9	-0,5	-16,7

6.2 Überprüfung des Entwurfs zum Metric Gesamtbiovolumen mit neueingestuftem Seendatensätzen

Aus folgenden Gründen war es nötig, die Voreinstufung durch die Länderexperten durch Gegenüberstellung mit einer einheitlichen Referenztrophy je Seentyp für alle Untersuchungsjahre des qualifizierten Datensatz zu überprüfen (s. Kap. 4.1):

- Die Bundesländer benutzen für die gleichen Seentypen zum Teil eine unterschiedliche Referenztrophy: Beispiel Typ 10 immer oligotroph nach Schleswig-Holstein, oligo- bis mesotroph nach Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg
- Es lag bei weitem nicht für alle Seen eine gesicherte Grundlage für eine Trophiebewertung vor (s. Methodenteil Kap. 4.1).
- Der see-individuelle, aus den morphometrischen Daten nach LAWA (1999) ableitbare Soll-Trophiezustand unterscheidet sich innerhalb der LAWA-Seentypen extrem: Beispiel Typ 10 vom oligotrophen bis maximal polytroph 1 Soll-Zustand. Für eine Bewertung nach WRRL ist aber eine gemeinsame Referenz je Gewässertyp nötig.

Als vereinheitlichte Referenztrophy für die Seentypen wurde das in Kap. 4.1 vorgestellte Trophiespektrum für die Synthese-Degradationseinstufung zu Grunde gelegt (s. Tabelle 4) sowie Einzelkorrekturen bei Extremwerten des Gesamtbiovolumens vorgenommen.

Im Folgenden werden die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen mit Hilfe des neu eingestuftem Datensatzes überprüft.

Ungeschichtete Voralpenseen (Typ 1):

Das Gesamtbiovolumen (Vegetationsmittelwerte April-Oktober) unterschreitet im heutigen Zustand in keinem ungeschichteten Voralpensee den Wert von $1 \text{ mm}^3/\text{l}$, wie er für den sehr guten Zustand mit dem bisherigen Entwurf (Nixdorf et al. 2005) gefordert wird, sondern liegt in den vier Untersuchungsjahren für den einzigen als sehr gut eingestuften See zwischen $1\text{--}1,5 \text{ mm}^3/\text{l}$. Demnach ist auch der mesotrophe Froschhauser See, der bisher als sehr gut eingestuft wird, möglicherweise nicht im Referenzzustand. Eine andere Anpassungsmöglichkeit besteht darin, in diesem Seetyp die Klassengrenzen für den sehr guten Zustand auf $<1,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ anzuheben, und den guten Zustand zwischen $1,5\text{--}2,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ zu definieren. So wird es für das vorliegende Verfahren vorgeschlagen.

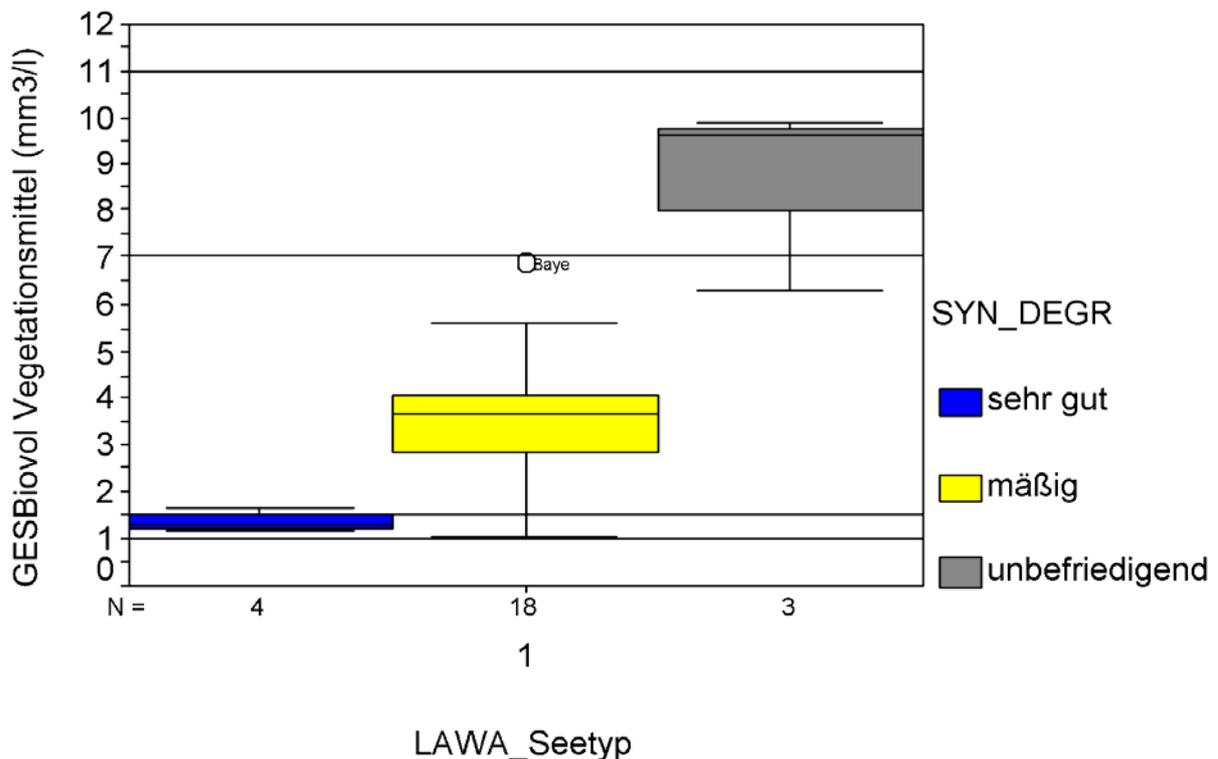


Abbildung 9: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm^3/l) im Seetyp 1 nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen an.

Geschichtete Voralpen- und Alpenseen (Typ 2, 3 und 4)

Die vorgeschlagenen Klassengrenzen für das Gesamtbiovolumen spiegeln im Typ 2 und 3 die Synthese-Degradationseinstufung sehr gut wider und sollen beibehalten werden.

In den Alpenseen (Typ 4) fügen sich die voreingestufteten Seen nicht so gut in die vorgeschlagenen Klassengrenzen ein: Die als unbefriedigend eingestuften Seenjahre des eutrophierten Bodensees (1976 -1985) werden nach dem Gesamtbiovolumenwert zu positiv als „mäßig“ bewertet. Die sehr guten und die schlechten Seen werden mit den Klassengrenzen erkannt. Das größte Problem stellt aber die schlechte Trennung zwischen dem guten und mäßigen Zustand dar, die mit dem Merkmal Gesamtbiovolumen anhand des vorliegenden Datensatzes für die Bewertung nicht ausreichend ist.

Die vorgeschlagenen Klassengrenzen werden für den Typ beibehalten, der Biomasseindex musste jedoch für die Gesamtbewertungsberechnung abgewertet werden.

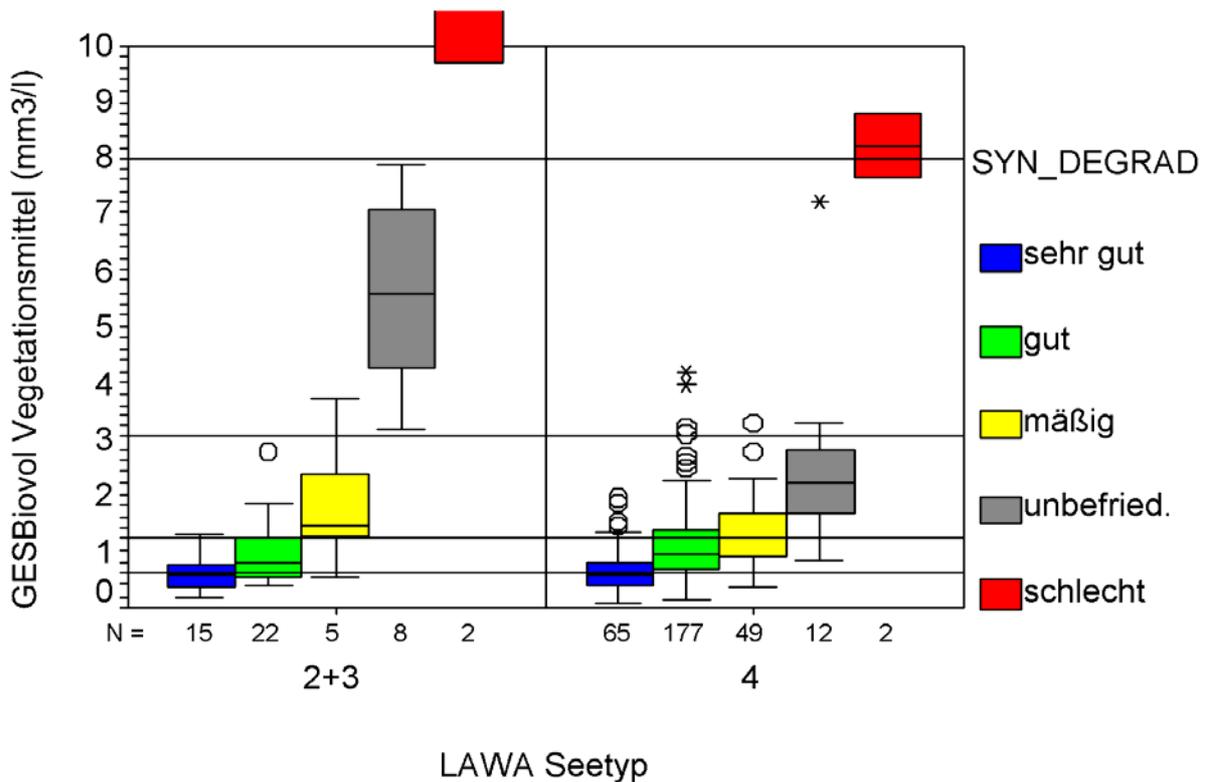


Abbildung 10: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm^3/l) im Seetype 2+3 und 4 nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen für die Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an.

Geschichtete Tieflandseen (Typ 10 und Typ13)

Auch im Typ 10 ist die Trennung zwischen dem guten und mäßigen Zustand nicht sehr deutlich. Durch folgende Anpassung der Klassengrenzen für das Gesamtbiovolumen (mm^3/l) werden weniger mäßige Seen als „gut“ bewertet:

„Sehr gut“ von zuvor 4 auf $3\text{--}4\text{ mm}^3/\text{l}$, „gut“ mit Werten zwischen $3\text{--}7\text{ mm}^3/\text{l}$, „mäßig“ mit $7\text{--}12\text{ mm}^3/\text{l}$, unbefriedigend von $12\text{--}20\text{ mm}^3/\text{l}$.

Die Abtrennung der Seen mit sehr großem VQ-Wert (>15 , Typ 10.2) und ihre Einstufung mit einem eigenen Referenzzustand bringt keine Verbesserung der Trennschärfe zwischen den Klassengrenzen (s. Abbildung 11). Für Typ 10.2 treten im sehr guten Zustand, der maximal als eutroph 1 festgelegt wurde, bereits sehr hohe Gesamtbiovolumina auf (Glammsee, Granzower Möschen). Die Vor-Einstufung beider Seen nur nach der Referenztrophy des Subtyps führt zu „sehr gut“ und ist zu günstig, da trotz TP-Konzentrationen unter $50\text{ }\mu\text{g/l}$ sehr hohe Biovolumina gebildet wurden. Andererseits hat der als gut eingestufte Kalksee in Brandenburg durch besondere hydrologische und chemische Einflüsse (Grubenwässer aus dem Kalkabbaugebiet) ungewöhnlich niedrige Gesamtbiovoluminawerte des Phytoplanktons trotz hoher TP-Konzentration. Aufgrund der wenigen Seebeispiele für diesen Subtyp wirken sich die genannten biozönotischen Besonderheiten im guten und sehr guten Zustand bestimmend für die Zustandsklassen aus. Als Fazit kann der Subtyp

10.2 zur Zeit nicht mittels eigener Gesamtbiovolumengrenzen bewertet werden.

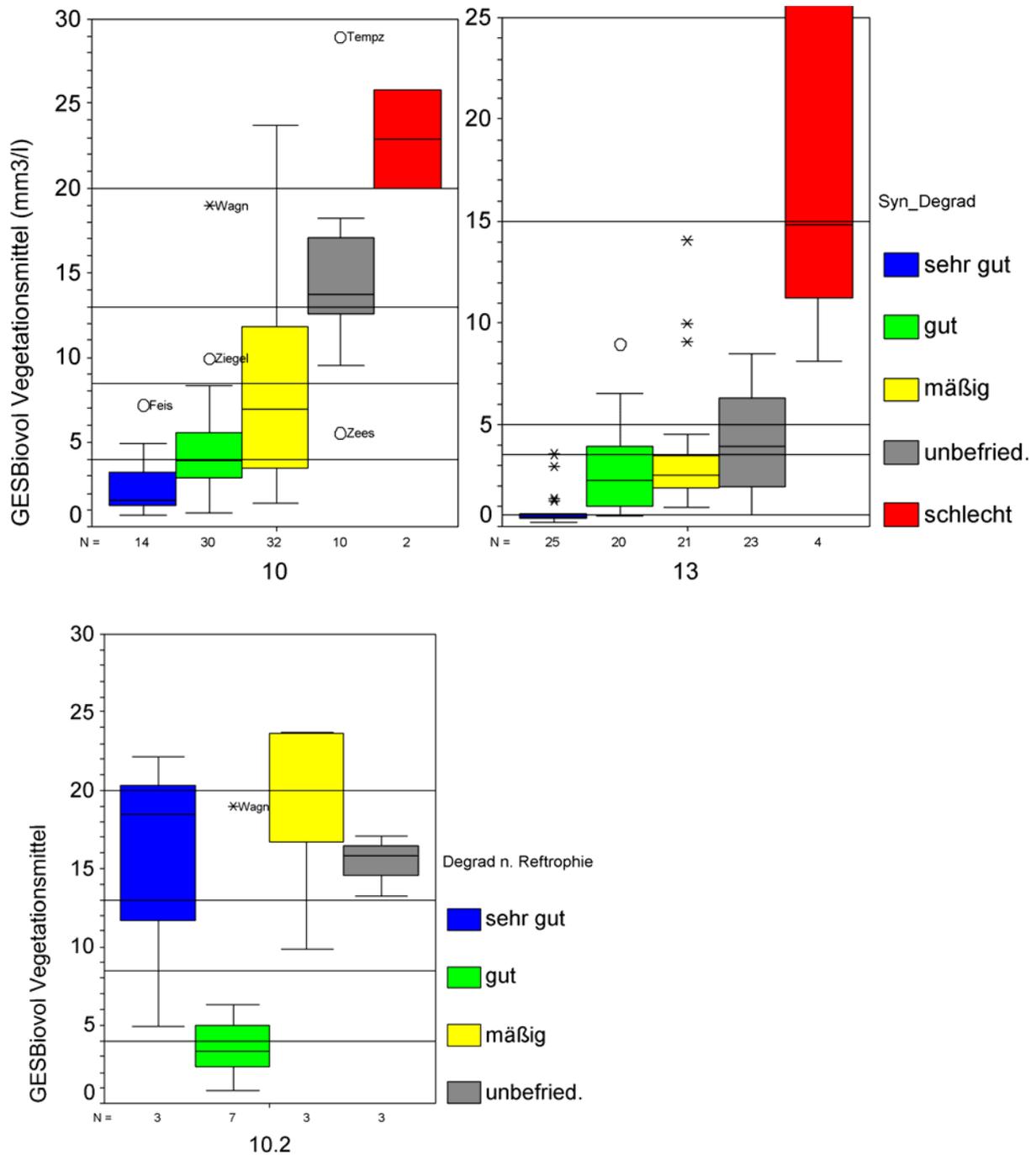


Abbildung 11: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm³/l) im Seetyp 10 (Grafik links oben) und in Seetyp 13 (Grafik rechts oben) nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen für die Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an. Unten: Überprüfung der Verteilung im Subtyp 10.2 (s. Text) nach seiner Referenztrophy.

Im Typ 13 (Abbildung 11) ist der Referenzsee Stechlinsee mit vielen Untersuchungsjahren eingegangen. Die als gut eingestuft Seen weichen von ihm hinsichtlich ihres Gesamtbiovolu-

mens etwa zur Hälfte sehr stark davon ab, was nach Definition in der WRRL nicht mehr als guter Zustand gewertet werden kann. Um diese Seen als „im mäßigen Zustand“ zu identifizieren, werden folgende geänderte Klassengrenzen vorgeschlagen.

„Sehr gut“ kleiner als 1,5 mm³/l, „gut“ zwischen 1,5 - 2,5 mm³/l, „mäßig“ zwischen 2,5 – 5 mm³/l, „unbefriedigend“ zwischen 5 – 10 mm³/l.

Ungeschichtete Tieflandseen (Typ 11)

Die vorgeschlagenen Klassengrenzen für das Gesamtbiovolumen spiegeln im Subtyp 11.1 die Synthese-Degradationseinstufung sehr gut wieder und können beibehalten werden (Abbildung 12).

Im Subtyp 11.2 (sehr flache Seen) sollte die Klassengrenze für den sehr guten Zustand von 5 auf einen Gesamtbiovolumenswert von 10 mm³/l angehoben werden: Weitere Klassengrenzen „gut“ zwischen 10 und 18, „mäßig“ zwischen 18 – 28 und „unbefriedigend“ zwischen 28 und 40 mm³/l.

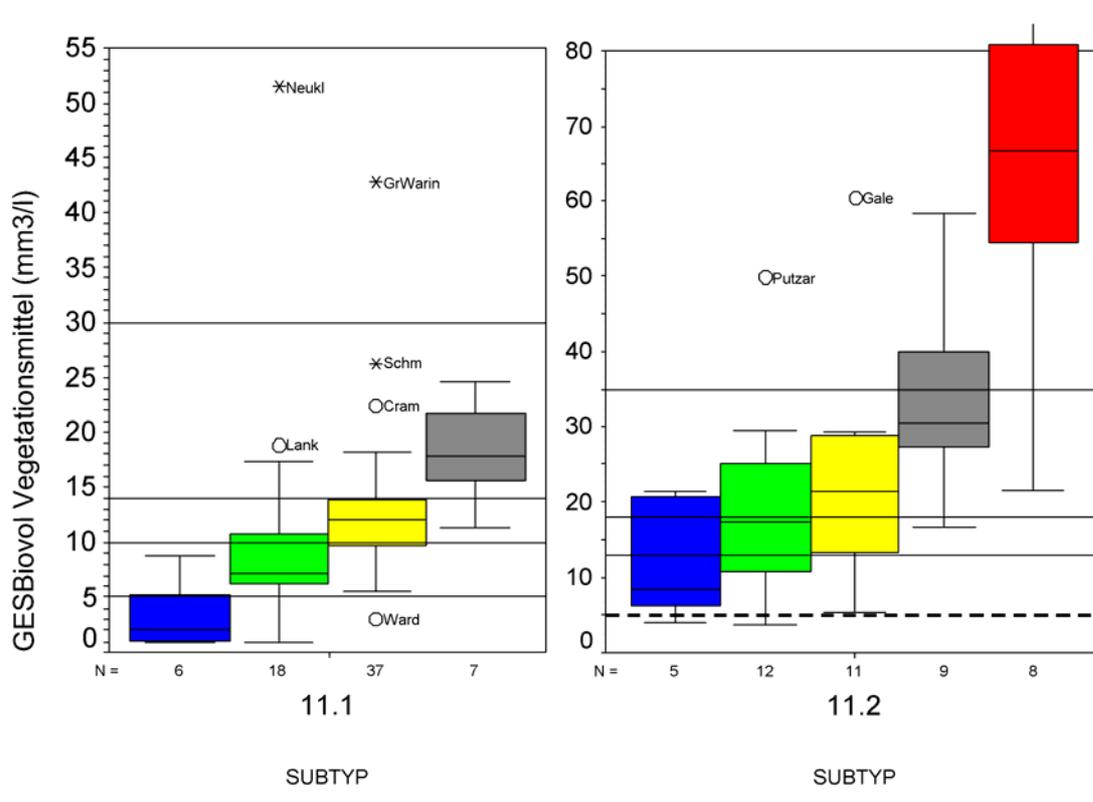


Abbildung 12: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm³/l) in den Subtypen des Seetyps 11 nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen für die Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an. Farbe der Degradationsklassen wie in Abbildung 11.

Flußseen (Typ 12)

Die vorgeschlagenen Klassengrenzen für das Gesamtbiovolumen spiegeln im Typ 12 die Synthese-Degradationseinstufung wider und können beibehalten werden (Abbildung 13). Die großen Überlappungsbereiche der Biovolumina zwischen den Degradationsklassen können nicht durch andere Klassengrenzen verbessert werden. Die Anzahl der Seenbeispiele ist insbesondere für den Referenzzustand zu gering.

Ungeschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 14)

Die als sehr gut und gut eingestuft Seen im Typ 14 werden durch die vorgeschlagenen Klassengrenzen gut von den degradierten Zuständen abgegrenzt. Allerdings unterscheiden die Klassengrenzen die degradierten Zustände unzureichend. Für den unbefriedigenden Zustand werden neue Klassengrenzen von 9 bis 17 mm³/l Gesamtbiovolumen vorgeschlagen.

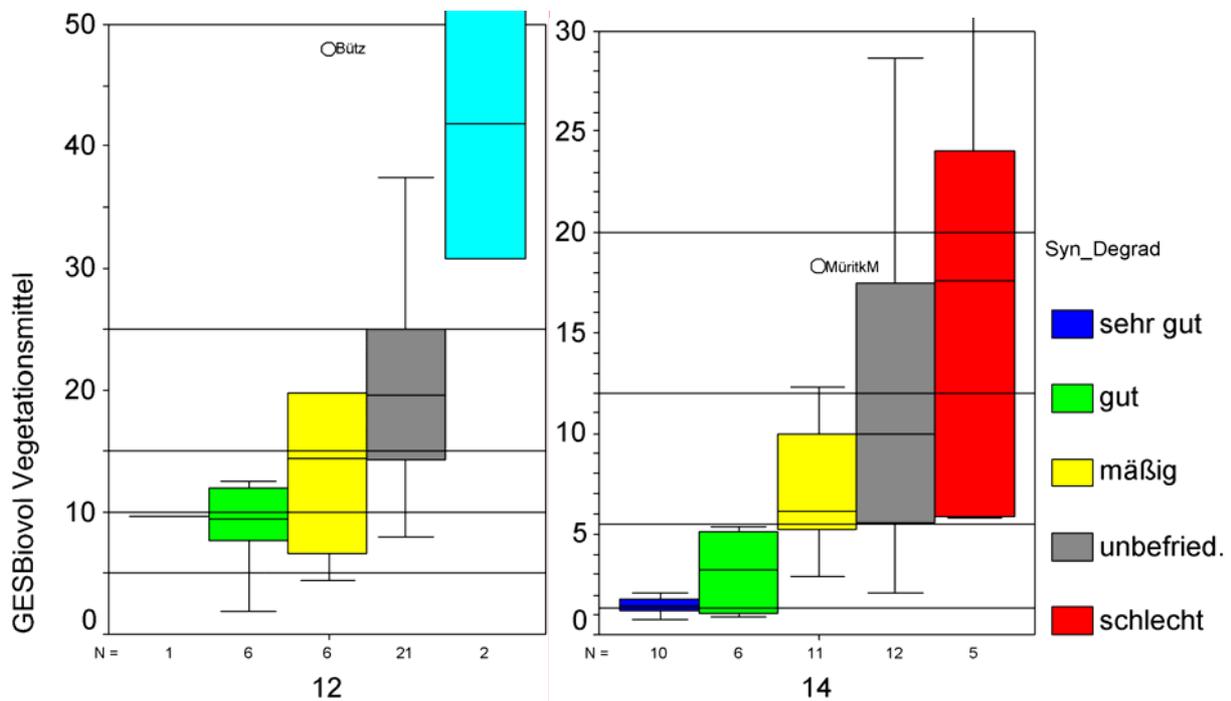


Abbildung 13: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm³/l) im Seetyp 12 (Grafik links) und im Seetyp 14 (Grafik rechts) nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die Klassengrenzen für die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an. Ausreißerwert Woezer See 2003 (Typ 12) mit 77mm³/l (nicht dargestellt).

7 Herleitung von Metrics für Algengruppen/ - klassen / -ordnungen

In der Literatur finden sich unterschiedliche Hypothesen zum Indikationswert von „Algenklassen“, die bei zunehmender Belastung in Seen vermehrt oder vermindert auftreten (Knopf et al. 2000). Diese Betrachtungen wurden teils für eine andere Ökoregion aufgestellt (s. skandinavische Studien; Willén 2000; Nygaard 1949) oder sie basieren auf Seebeispielen unterschiedlichster Gewässertypen. Zeigerfunktionen von „Algenklassen“ und -gruppen sind in der Tabelle 11 nach Angaben verschiedener Autoren zusammengefasst.

Tabelle 11: In der Literatur erwähnte Zeigerfunktion von „Algenklassen“ und –gruppen für den eutrophen (eu) und andererseits oligotrophen (oligo) Bereich. Cyan = Cyanobakterien; Dino = Dinophyceae; Eugl = Euglenophyceae; Diat = Diatomeen; Cryp = Cryptophyceae; Chlo = Chlorophyceae; Chry = Chrysophyceae; Des = Desmidiaceae; Pico = Picoplankton.

	eu	eu	eu	eu	eu	eu	oligo	oligo	oligo	oligo	oligo	oligo
Autor	Cyan	Dino	Eugl	Diat	Cryp	Chlo	Dino	Chlo	Chry	Des	Diat	Pico
Willén 2000	+			+					+			
Kümmerlin 1990	+			+			+		+			
Schaumburg & Köpf 2003	+				+	+						
Brettum 1989	+						+		+			+
Likens 1975	+		+	+		+	+		+		+	
Järnefeld 1952		+		+		+	+	+	+	+	+	
Naumann 1931		+		+		+	+	+	+	+	+	
Thunmark 1945						+			meso	+		

Als Kenngröße kann der Dominanzwert einer „Algenklasse“ (s. Kap. 7.2.1 und 7.2.2), der absolute Wert des Biovolumens der „Algenklasse“ (s. Kap. 7.2) sowie die Verhältnisseanteile bestimmter „Algenklassen“ zueinander genutzt werden.

Der mehrfache Versuch einer Identifizierung von Kenngrößen auf der Ebene von „Algenklassen“ beruht auf der geringen erforderlichen Bestimmungstiefe: Eine Bestimmung des Phytoplanktons auf „Algenklassen“-Niveau wäre wenig zeitaufwändig und würde keine erhöhte Qualifikation des Bearbeiters erfordern. Damit wäre die Datenerhebung zuverlässiger und die Qualitätssicherung leichter durchzuführen als bei der Betrachtung auf Artniveau.

Bei früheren Auswertungen des Seeplanktons konnten verschiedene Autoren teils eine gleichsinnige Reaktion einer „Algenklassen“ identifizieren (s. Chrysophyceae oder Desmidiaceen in Tabelle 11). Damit könnte einer „Algenklasse“ insgesamt mit zunehmender Eutrophierung eine

Indikatorfunktion zugeordnet werden (s. Cyanobakterien). Diese Zeigerfunktion wird durch sich konträr verhaltende Arten der gleichen „Algenklasse“, wie zum Beispiel bei den oligotraphenten Chlorophyceae und Diatomeen, zumeist unscharf oder nicht signifikant.

Die Auswahl an geeigneten Kenngrößen erfolgte in der vorliegenden Studie in mehreren Schritten:

Zu Beginn wurden die Dominanzwerte (prozentualen Anteils) aller „Algenklassen“ dafür genutzt, ihre saisonale Verteilung zu analysieren und geeignete Zeiträume für jede „Algenklasse“ auswählen. Als geeignet wurde die höchste Präsenz im Beprobungszeitraum April bis Oktober und der deutlichste Trend entlang der Prädegradationsklassen mittels Voreinschätzung erachtet. Die auf diese Weise im ersten Schritt für einen Auswahlzeitraum identifizierten möglichen Kenngrößen (s. Kap. 7.1.2 und 7.1.3) wurden im zweiten Schritt mit einem hinsichtlich der Voreinstufung überarbeiteten Datensatz (s. Kap. 7.2) auf ihre Trendstabilität getestet. In einem folgenden Schritt wurden die bestätigten Einzelkenngrößen mittels der absoluten Biovolumina sowie durch Zusammenfassung von Gruppen und Prüfung von Algenordnungen optimiert (s. Kap.7.3).

7.1 Dominanzwert der „Algenklassen“ als potentielle Kenngröße

7.1.1 Untersuchungsansatz und –strategie, Datengrundlage

In diesem Kapitel wird die Auswertung der prozentualen Anteile der „Algenklassen“ des Phytoplanktons am Gesamtbiovolumen (Dominanzwert) zur Bewertung der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons dargestellt. Besonders für „Algenklassen“, die geringe Biovolumina und gewöhnlich keine Dominanzen (> 50 %) ausbilden, ist eine Betrachtung des prozentualen Anteils am Gesamtbiovolumen geeignet, Degradationen anzuzeigen.

Aufgrund einer Vielzahl von Studien (u.a. Sommer et al. 1986) ist bekannt, dass die Abfolge von Arten und „Algenklassen“ einer regelmäßigen saisonalen Abfolge im Jahr, einer Sukzession, unterliegen kann. Das PEG-Modell beschreibt die Nachweiswahrscheinlichkeit der Phytoplanktonarten in den unterschiedlichen Monaten der Vegetationsperiode und für unbelastete und belastete Seen für einen Seentyp. Für die Eignung einer Kenngröße des Phytoplanktons ist es deshalb von großer Bedeutung, dass die zu bewertenden Algenarten bzw. –gruppen in dem beprobten Zeitraum möglichst regelmäßig anzutreffen sind und gleichzeitig eine gute Differenzierung der Belastungszustände ermöglichen. Im Fall der „Algenklassen“ bedeutet dies, dass die Kenngrößen stark saisonabhängig sein können und nur in einem eingegrenzten Zeitraum einen guten Zeigerwert haben. Deshalb wurde für die vorliegende Auswertung neben dem Saisonmedianwert von April bis Oktober vier weitere saisonale Aspekte betrachtet: Frühjahr, Frühsommer, Hochsommer und Spätsommer (Beispiel Abbildung 16 und Abbildung 17 und weitere in der Anlage 18.1.1). Die eigentliche Frühjahrsalgenblüte tritt in Seen häufig bereits im Februar bis März auf. Sie wurde mit dem verfügbaren Datensatz jedoch nur unzureichend erfasst bzw. nicht beprobt und kann deshalb nicht ausgewertet werden.

Die Verteilung der prozentualen Anteile der „Algenklassen“ am Gesamtbiovolumen wurde gruppiert nach den LAWA-Seentypen und entlang der Belastung nach Einschätzung der Länderexperten und der Trophie (Erläuterungen s. Kap. 4.1) ausgewertet. Die berücksichtigten „Algenklassen“ mit je einer Seitendarstellung (s. Anlage 18.1.1) einschließlich einer tabellarischen Trendausweisung sind:

Bacillariophyceae	Cyanobakterien	Chlorophyceae
Dinophyceae	Chlamydomphyceae	Conjugatophyceae
Cryptophyceae	Chrysophyceae	Euglenophyceae

Für die Alpen und Voralpenseen wurden zusätzlich die Algenordnungen Pennales und Nostocales untersucht.

Die veränderliche Skalierungen der y-Achse in den Abbildung 16 und 17 dient dazu, auch die Ausreißerwerte darzustellen. Das Nichtvorhandensein einer „Algenklasse“ in einer bestimmten Periode und einem Seebeispiel wird bei den Boxplots nicht als Wert dargestellt. Nullbefunde müssen jedoch bei der Ableitung einer Kenngröße mit berücksichtigt werden. Nur bei der Darstellung der Saisonmediane werden alle vorhandenen Seenbeispiele aufgeführt. Es ist zusätzlich zu beachten, dass die Datensätze weder auf die Seentypen noch auf Voreinstufungsklassen normalverteilt sind (s. Abbildung 14). Es gingen alle Untersuchungsjahre mit qualifizierten Datensatz in die Analyse ein.

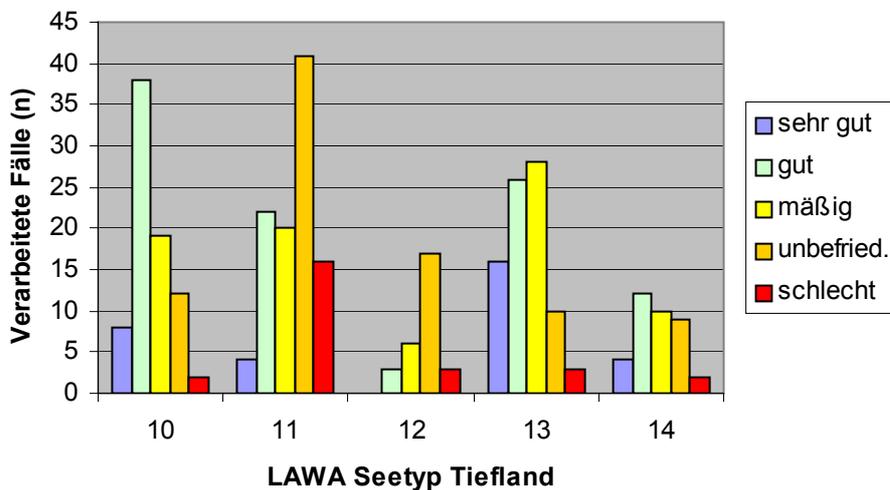


Abbildung 14: Verarbeitete Fälle (Saisonmedian) für Tieflandseen gruppiert nach Seentyp und Voreinschätzung nach typspezifischer Degradation unter Einbeziehung der Expertenmeinung der Bundeslandvertreter

Eine nach WRRL geforderte gewässertypspezifische Betrachtung der Algengruppenverteilung wird hier erstmals für alle Seentypen durchgeführt und soll im Folgenden vergleichend zu einigen in der Literatur beschriebenen Hypothesen dargestellt werden.

7.1.2 Verteilung der „Algenklassen“ im Tiefland

Im Folgenden werden mögliche Kenngrößen sowie die geeigneten seasonspezifischen Zeiträume identifiziert, die sich aus dem Dominanzwert der „Algenklassen“ in den Tieflandseen herleiten lassen. Diese wurden mit Hilfe der absoluten Biovolumina und einem neu eingestuftem Datensatz überprüft und abschließend als Metric definiert.

7.1.2.1 Diatomeen

Dominanzverteilung: Die Diatomeen (Bacillariophyceae) sind in vielen Seentypen des Tieflandes dominant. Sie erreichen im Saisonmedian Anteile von 20-40 %. Der Anteil der Diatomeen ist im Frühjahr besonders hoch.

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Für die Mediane in den 4 unterschiedenen Zeitperioden sowie im Vegetationsmedian ist kein Trend mit zunehmender Degradation zu beobachten. Als Hypothese für geschichtete Seen wird diskutiert, dass die Frühjahrsalgenblüte mit ansteigender Eutrophierung zunimmt und ein erhöhter Anteil von Cryptophyceen die Biomasse der Diatomeen vermindert. Dies konnte mit dem vorliegenden Datensatz nicht getestet werden, weil die eigentliche Frühjahrsblüte im Februar bis März durch die Beprobung nicht oder unzureichend erfasst wurde.

Im Früh- und Hochsommer nimmt der Anteil der Diatomeen besonders im Typ 13 in den stark degradierten Seen (Zustand 4 und 5) deutlich ab. Im Typ 10 überlappen sich die Bereiche zwischen dem 25 und 75 %-Perzentil in den degradierten Klassen mit dem des sehr guten Zustandes, wodurch keine Abgrenzung anhand des Dominanzwertes der Diatomeen möglich ist.

Mögliche Kenngröße Typ 13: Bei einem Anteil an Diatomeen unter 5 % wird im Frühsommer eine starke Degradation (mindestens Zustand unbefriedigend) indiziert. Da die Abnahme der Diatomeen schwach reziprok zur Zunahme der Cyanobakterien und/oder der Dinoflagellaten ist, und die eine ableitbare Kenngröße nicht graduell die Degradationszustände unterscheiden kann, bietet der Dominanz- als auch der Biovoluminawert der Diatomeen keine zusätzliche Bewertungskenngröße.

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Die Diatomeen nehmen im Frühjahr und teils im Hochsommer mit steigender Degradation graduell ab. Dieser Trend ist in diesem Zeitraum genau gegenläufig zur Zunahme an Cyanobakterien, weshalb für Letztere ein anderer Bewertungszeitraum gewählt wird.

Mögliche Kenngröße Typ 11: Bei einem Anteil an Diatomeen zwischen 45-60 % wird im Frühjahr ein mäßiger Zustand angezeigt. In einem Bereich zwischen 45-30 % wird ein unbefriedigender Zustand und unter 30 % ein schlechter Zustand indiziert.

Die Kenngröße ist graduell für die Degradationszustufen. 25 % der Fälle im guten Zustand fallen in den Bereich unter 60 %-Diatomeenanteil und werden eine bis zwei Stufen zu schlecht bewertet.

Im Typ 12 (**Flusseen**) nehmen die Diatomeen im Hochsommer mit steigender Degradation deutlich ab. Durch 90 % aller möglichen Werte (n = 9) im sehr guten und guten Zustand wird ein erhöhter Diatomeenanteil (> 30 %) im unbelasteten Zustand angezeigt.

Mögliche Kenngröße Typ 12: Bei einem Anteil an Diatomeen unter 30 % wird im Hochsommer eine Degradation (mindestens Zustand mäßig) indiziert.

Nach dem neueingestuften Datensatz kann für die Flusseen auch der schlechte Zustand abgegrenzt werden (s. Kap. 4.3.4).

7.1.2.2 Cyanobakterien

Dominanzverteilung: Die Cyanobakterien sind in vielen Seentypen des Tieflandes dominant. Die Hälfte aller Seen weist im Saisonmedian Anteile von 20 bis 80 % auf. Die Dominanz ist im Hoch-

und Spätsommer besonders in den degradierten Zuständen ausgeprägt. Die Kenngröße sollte sich deshalb auf den Zeitraum Juli-Oktober erstrecken, da sich die beiden getesteten Perioden „Hoch-“ und „Spätsommer“ ähnlich verhalten. Nur im Typ 11 steigt ihr Anteil bereits im Frühjahr unter Belastung. Bemerkenswertweise treten Cyanobakterien auch in Seen des Typs 10 und 11, deren Zustand als „sehr gut“ voreingestuft wurde, mit Biomasseanteile größer 20 % auf. Wie später dargestellt, sind daran alle drei Ordnungen der Cyanobakterien mit einem ähnlichen Anteil beteiligt, und nicht nur Vertreter der Chroococcales wie *Aphanothece* und *Chroococcus*. Durch Verwendung der absoluten Biovoluminawerte der Cyanobakterien für alle Seetypen wird der zunehmende Trend eindeutig (s. Kap. 6.3.4).

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Die Hypothese eines erhöhten Cyanobakterienanteils mit zunehmender Degradation wird bestätigt. Allerdings treten in etwa der Hälfte der degradierten Seen nicht Cyanobakterien, sondern alternativ massenhaft Dinophyceen auf, wodurch der Klassenmedian des Dominanzwertes der Cyanobakterien auf dem Niveau der wenig belasteten Seen liegt. Durch Zusammenfassung von Cyanobakterien mit den Dinoflagellaten kann eine prognosestarke Einzelkenngröße abgeleitet werden (s. Kap. 6.3.4).

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Die Streuung der Dominanzwerte ist in allen 3 Typen sehr hoch. Bereits im sehr guten Zustand gibt es hohe Cyanobakterienprozentanteile. Damit fällt die Zunahme der Cyanobakterien im Typ 11 im Hoch- und Spätsommer in den degradierten Zuständen nicht graduell ansteigend aus.

Mögliche Kenngröße für alle Typen: Bei einem Anteil an Cyanobakterien größer 60 % je Termin von Juli bis Oktober wird eine erhebliche Degradation (mindestens Zustand unbefriedigend) indiziert.

Durch die starke Streuung in den Klassen je Typ und besonders im mäßigen Zustand unterscheiden sich die Werte der sehr guten und guten Zustände nicht signifikant von den Degradationszuständen insgesamt. Da jedoch extrem hohe Biomasseanteile der Cyanobakterien zuverlässig im Hoch- und Spätsommer zu beobachten sind, die nur mit stark degradierten Zuständen korrespondieren, wird eine gemeinsame Kenngröße vorgeschlagen und in Kap. 4.2.4 mit Hilfe der absoluten Biovolumina optimiert.

Die Biovolumenerfassung der Cyanobakterien ist zur Zeit noch nicht standardisiert, was zu extremen Über- und Unterschätzungen dieser Gruppe (z.B. *Microcystis*, fädige Blaualgen) führt. Dies wird deutlich, wenn man die dazu gehörende Chlorophyll a-Konzentrationen in extremen Dominanzsituationen (> 90 %) betrachtet. Dabei wurden bei einer Chlorophyll-a-Konzentration um 100 µg/l Biovoluminawerte in einem Bereich zwischen 0,7 und 135 mm³/l ermittelt, was die Notwendigkeit einer künftigen Qualitätssicherung unterstreicht. Abweichungen von über 200 % zum Erwartungswert, der sich aus der Regressionsgeraden ohne Ausreißer ergibt, können in diesem Zusammenhang nicht akzeptiert werden (Abbildung 15). Aus der Analyse bisheriger Daten müsste der Biovolumenwert bei 100 µg/l Chlorophyll a in einem Bereich zwischen 20 – 30 mm³/l liegen. Der Dominanzwert der „Algenklasse“ reagiert auf die Fehlbestimmung des Biovolumens besonders bei kleinen Gesamtbiovolumina hoch sensibel und ist deshalb weniger gut für die Bewertung geeignet als das absolute Biovolumen.

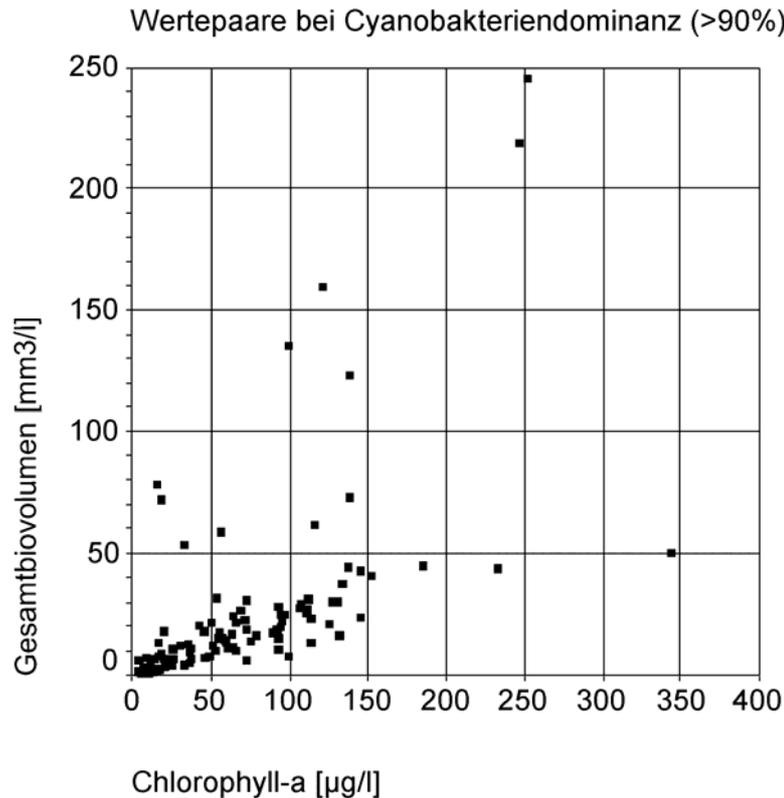


Abbildung 15: Chlorophyll a-Konzentrationen zu ermittelten Gesamtbiovolumina bei Dominanz der Cyanobakterien (> 90 % Anteil).

7.1.2.3 Chlorophyceae

Dominanzverteilung: Die Grünalgen (Chlorophyceae) sind in vielen Seentypen des Tieflandes mit einem geringen Prozentanteil verbreitet. Sie erreichen im Saisonmedian Anteile von 20-40 %. Die Grünalgen sind im Frühjahr und Frühsommer bedeutender als in der zweiten Jahreshälfte.

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Entgegen der Erwartung, dass in Gallerte eingelagerte Grünalgen in klaren geschichteten Seen im Frühsommer von größerer Bedeutung sind (s. Reynolds 1986), bleibt der Prozentanteil der Grünalgen insgesamt relativ gering. Hingegen steigt ihr Anteil in den stark degradierten Seen deutlich an.

Eine mögliche Kenngröße auf Basis des Dominanzwertes (15 % für **Typ 13** und 20 % für **Typ 10**) unterscheidet nur zwischen unbefriedigend zu schlecht. Die Abgrenzung ist zwar scharf und führt zu keiner Fehlindikation weniger belasteter Gewässer, mittels der absoluten Biovolumina kann die die Trennung der Klassen für den Seentyp 10 deutlich verbessert werden (Kap. 4.2.3).

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Die Grünalgen verhalten sich in den ungeschichteten Seen uneinheitlich. Im Seentyp 11 verhindert das gleichzeitig erhöhte Vorkommen in Seen der sehr guten als auch in der schlechten Zustandsklasse eine Anwendung als Kenngröße. Im Typ 14 ist ein gradueller Anstieg der Grünalgen mit steigender Degradation im Frühsommer zu verzeichnen.

Mögliche Kenngröße Typ 14: Bei einem Anteil an Chlorophyceae zwischen 4 – 8 % wird im Frühsommer ein mäßiger Zustand indiziert. In einem Bereich zwischen 8 – 14 % wird ein

unbefriedigender Zustand und über 14 % ein schlechter Zustand angezeigt.

Die Abgrenzung ist nicht sehr scharf aufgrund der Überlappungen der Wertestreuung. Anhand der Biovoluminawerte können alle ungeschichteten Seentypen zumindest im stark degradierten Zustand erkannt werden (s. Kap. 4.2.3).

7.1.2.4 Dinophyceae

Dominanzverteilung: Die Dinophyceae sind im Phytoplankton besonders in geschichteten Seen des Tieflandes bedeutend. Dort erreichen sie im Saisonmedian einen Anteil von 10-60 %, während sie in den ungeschichteten Seen unter 20 % verbleiben. Die Dinophyceae haben häufig ihr Optimum im Früh- und Hochsommer.

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Dinophyteen sind in allen Degradationsklassen ähnlich häufig verbreitet. Im Hochsommer schwanken die Mediane aller Klassen zumeist um einen Wert von 35 % Anteil am Gesamtbiovolumen. Es ist kein Trend mit zunehmender Degradation zu erkennen. Eine pauschale Einschränkung aller Dinophyteen auf den mesotrophen Trophiebereich, was den Degradationsklassen 1 bis 2 entspricht, wird als Hypothese abgelehnt. Eine Unterscheidung der Dinophyteen in *Peridinium*- und *Ceratium*-Arten und die Analyse ihrer Trophieschwerpunkte ergaben, dass sich die Arten stark unterscheiden und nicht als Sammelgruppe zusammengefasst werden können. Die absoluten Biovolumina der Dinophyceae nehmen in einem Teil der eutrophierten, geschichteten Seen deutlich zu und werden gemeinsam mit den Cyanobakterien als Kenngröße formuliert.

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Die Dinophyteen sind in den ungeschichteten Seen und in den Flusseen erwartungsgemäß unbedeutend. Ein leicht abnehmender Trend der Dinophyteen ist im Typ 11 mit steigender Degradation im Frühsommer zu verzeichnen.

Mögliche Kenngröße Typ 11: Bei einem Anteil an Dinophyteen kleiner 7 % wird ein degradierter Zustand (mindestens Zustand mäßig) indiziert.

Eine Bewertung führt in 25 % der als gut voreingestuften Seen zu einer Fehlbewertung als mäßig. Nach der Überprüfung mit dem neueingestuften Datensatz unterscheidet die Dominanz der Dinophyceae auch graduell zwischen guten und den degradierten Zuständen (s. Kap. 6.2.4).

7.1.2.5 Cryptophyceae

Dominanzverteilung: Die Cryptophyceen stellen in vielen Seen etwa ein Fünftel des Phytoplanktonbiovolumens. Sie haben ihr Optimum häufig im Frühjahr, wenn sie 30 % und mehr des Gesamtbiovolumens bilden. Sie sind in Flusseen von geringerer Bedeutung als in den anderen Tieflandseen. Bei sehr geringen, absoluten Biovolumina ($<0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$) können sie in klaren Seen des Typ 14 mit bis 50 % dominieren (Müritz 2002).

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Cryptophyceae sind im Median in allen Degradationsklassen ähnlich häufig verbreitet, wobei im Frühjahr in degradierten Zuständen vereinzelt höhere Prozentanteile auftreten, die jedoch zumeist nicht den Median erhöhen. Die Perzentilbereiche (25 bis 75 Perzentil) überlappen sich stark und die Mediane weisen keinen durchgehenden Trend mit steigender Degradation auf. Auch wenn bei einem Prozentanteil über 25 % an Cryptophyteen im Frühjahr die Wahrscheinlichkeit stark ansteigt, einen stark degradierten See vorzufinden, ist die Trefferquote zur Identifizierung von Degradationen zu gering, um die Ausweisung einer Kenngröße zu rechtfertigen.

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Eine augenfällige Abnahme der Cryptophyceae bei ansteigender Degradation ist im Frühsommer im Typ 11 zu verzeichnen. Durch die Vielzahl an extremen Ausreißerwerten (Sternchen) sowie den Überlappungen der Zustandsklasse wird dafür jedoch keine Kenngröße vorgeschlagen. Die Cryptophyceae erscheinen als Ubiquisten. Die absoluten Biovolumina wurden analysiert und ergaben ebenfalls keinen Trend.

7.1.2.6 Chlamydoephyceae

Dominanzverteilung: Die Chlamydoephyceen sind in vielen Seen verbreitet, jedoch mit sehr geringen Prozentanteilen. Sie werden in geschichteten Seen häufiger und mit größeren Prozentanteilen nachgewiesen.

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Eine Zunahme der Chlamydoephyceen mit erhöhter Trophie kann nur im Frühsommer und nur für den Typ 13 beobachtet werden. Eine mögliche Kenngröße für Typ 13 wäre ein Anteil an Chlamydoephyceen größer 3 % im Frühsommer für einen degradierten Zustand. Dies bestätigte sich beim neueingestufteten Datensatz und anhand der absoluten Biovolumina nicht.

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Die Hypothese, dass der Anteil der Chlamydoephyceen mit erhöhter Trophie ansteigt, kann nicht bestätigt werden.

7.1.2.7 Chrysophyceae

Dominanzverteilung: Die Chrysophyceen sind eine unregelmäßig auftretende Komponente im Phytoplankton. Die Stichprobe mit Nachweis von Chrysophyceen ist deutlich kleiner als die Anzahl aller möglichen Monatsmittel. Ihre Zellzahl und ihre Zellgröße sind meist so gering, dass sie bei der Auszählung der Probe zur Berechnung des Gesamtbiovolumens bei Zählstrategien, die nur auf die Erfassung der dominanten Arten abzielen, nicht berücksichtigt werden. Um genügend eingehende Werte für eine Bewertung zu berücksichtigen, sollte deshalb immer der Saisonmedian zu Grunde gelegt werden.

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Es ist eine Abnahme der Chrysophyceen mit stark erhöhter Trophie im Saisonmedian festzustellen, wobei der mäßige Zustand sich im Typ 13 von den unbelasteten Zuständen nicht wesentlich unterscheidet. Die Hypothese eines erhöhten Anteils von Chrysophyceen (e.g. *Dinobryon*) in klaren geschichteten Seen kann bestätigt werden.

Mögliche Kenngröße Typ 10 und 13: Bei einem Anteil an Chrysophyceen kleiner 3 % im Saisonmedian wird ein degradiertes Zustand (mindestens Zustand mäßig) indiziert.

Die Trennschärfe für die wenig degradierten Zustandklassen verbesserte sich im neu eingestufteten Datensatz (Synthese-Degradation, Kap. 6.2.4) und die Einzelkenngröße wurde weiterhin mittels des Dominanzwertes definiert.

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Die Hypothese, dass der Anteil der Chrysophyceen mit erhöhter Trophie abnimmt, kann nicht bestätigt werden.

7.1.2.8 Conjugatophyceae

Dominanzverteilung: Die Conjugatophyceen sind eine regelmäßig auftretende Komponente im Phytoplankton. Ihre Zellzahl ist zumeist so gering, dass sie bei der Auszählung der Probe zur Berechnung des Gesamtbiovolumens zählstrategiebedingt nicht berücksichtigt werden (s.o.). Um

genügend eingehende Werte für eine Bewertung zu berücksichtigen, sollte deshalb immer der Saisonmedian zu Grunde gelegt werden.

Geschichtete Seen (Typ 10 und 13): Es ist eine Abnahme der Conjugatophyceen mit stark erhöhter Trophie im Saisonmedian festzustellen, wobei der mäßige Zustand sich im Typ 13 nicht wesentlich von den unbelasteten Zuständen unterscheidet. Die Hypothese eines erhöhten Anteils von Conjugatophyceen in klaren geschichteten Seen ist nur schwach für den Typ 13 zu erkennen. In Typ 10 tritt entgegen der Hypothese in einem als schlecht eingestuften See (Klein Köriser See) sogar eine *Staurastrum*-Blüte ($> 3 \text{ mm}^3/\text{l}$) auf.

Ungeschichtete Seen (Typ 11, 12 und 14): Im Typ 14 entsteht durch einen Ausreißerwert in der sehr guten Zustandsklasse durch die kleine Stichprobe ein Scheintrend (Müritz Okt. 2002).

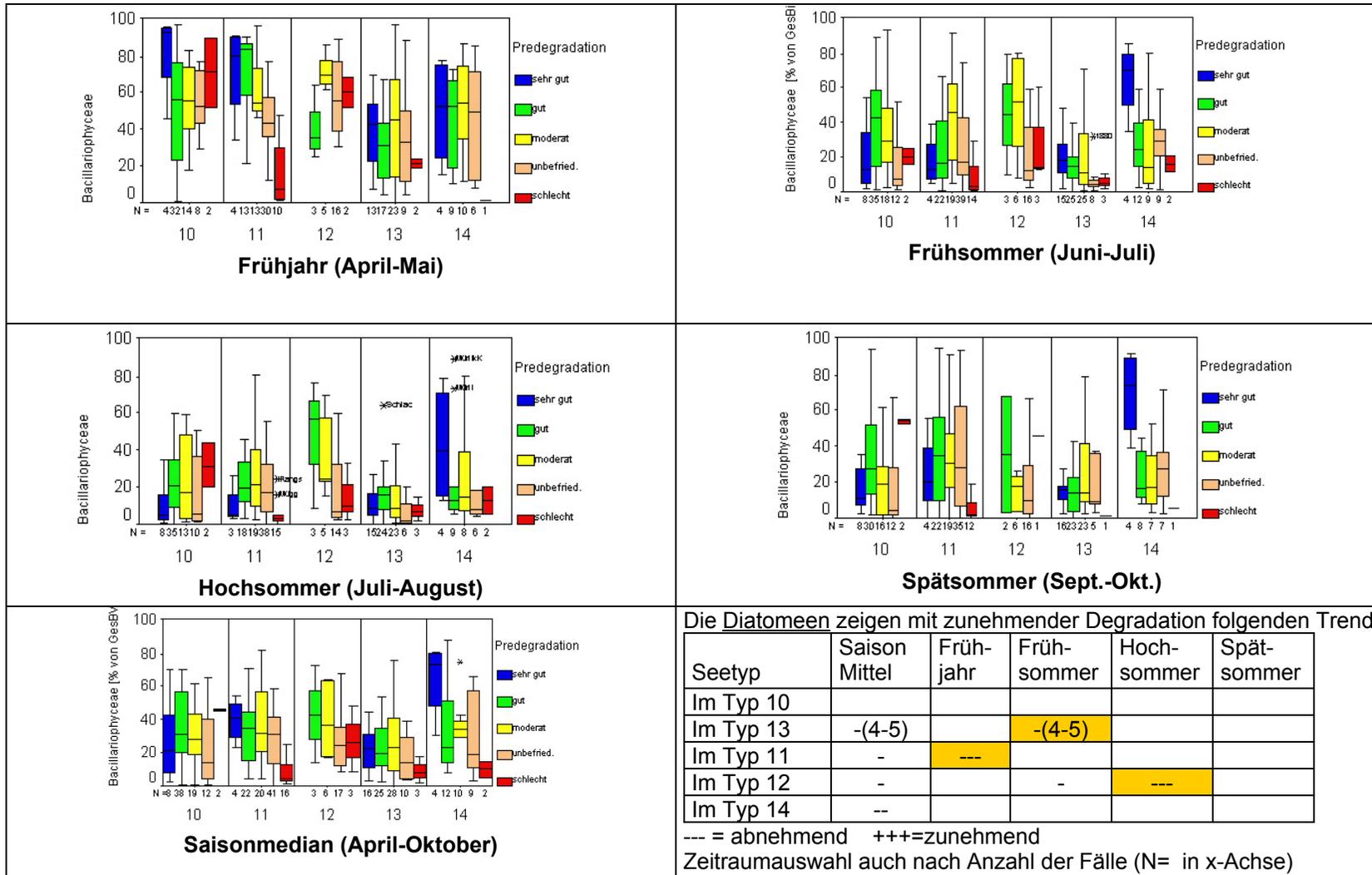
Die vorläufige Kenngröße mittels eines Anteils an Conjugatophyceen kleiner 1,5 % zur Identifizierung eines degradierten Zustandes (mindestens Zustand mäßig) konnte nicht durch weitere Auswertungen bestätigt werden (s. Kap. 4.2.3).

7.1.2.9 Euglenophyceae

Dominanzverteilung: Die Euglenophyceen sind eine unregelmäßig auftretende Komponente im Phytoplankton. Die Stichprobe mit Nachweis von Euglenophyceen ist deutlich kleiner als die Anzahl aller möglichen Monatsmittel. Um genügend eingehende Werte für eine eventuelle Bewertung zu berücksichtigen, sollte deshalb der Saisonmedian zu Grunde gelegt werden.

Alle Seetypen: Die Hypothese eines erhöhten Anteils von Euglenophyceen (eg. *Euglena*, *Phacus*) mit steigender Belastung kann weder für geschichtete noch für ungeschichtete Seen bestätigt werden. Gegensinnig können in einigen klaren Seen des Typs 13 durch größere Populationen von *Trachelomonas* im Frühjahr und Frühsommer hohe Prozentanteile gebildet werden. Bei den insgesamt niedrigen Prozentanteilen hebt sich die Indikatorfunktion von gut und schlecht indizierenden Artgruppen in der Sammelgruppe Euglenophyceen auf. Es kann keine Kenngröße zur Prüfung abgeleitet werden.

Abbildung 16: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse (s. Farben, von links nach rechts von sehr gutem nach schlechtem Zustand) in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) des Tieflandes. Unten rechts: Hervorhebung der Zeiträume mit Trend. Darstellung der Verteilung weiterer „Algenklassen“ im Tiefland s. Anlage 18.1.1).



7.1.3 Verteilung der „Algenklassen“ in Seen der Alpen und Voralpen

Im Folgenden wird die Verteilung der Dominanzwerte für die einzelnen „Algenklassen“ in den Alpen- und Voralpenseen zur Ableitung möglicher Kenngrößen analysiert.

7.1.3.1 Diatomeen in den Alpen und Voralpen

Dominanzverteilung: Die Diatomeen sind in dieser Ökoregion weitverbreitet und erreichen im Saisonmedian Anteil von 20-70 %. Der Anteil der Diatomeen ist besonders im Frühjahr hoch und nimmt in den degradierten Zuständen ab.

Ungeschichtete Seen (Typ 1): Besonders im Spätsommer ist mit zunehmender Degradation ein graduell abnehmender Trend zu beobachten. Die eigentliche Frühjahrsalgenblüte im Februar bis März wurde bisher nicht analysiert.

Mögliche Kenngröße Typ 1: Bei einem Anteil an Diatomeen über 40 % wird im Spätsommer ein sehr guter Zustand indiziert. Bei einem Anteil von 40-15 % wird ein guter und bei <15 % ein degradierter Zustand (mindestens Zustand mäßig) indiziert.

Die Kenngröße ist graduell für die wenig degradierten Zustände. Etwa 30 % der als gut voreingestuften Seen werden als mäßig erkannt, da sich die Perzentilbereiche überlappen.

Geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3): Für diese Seengruppe ist eine deutliche graduelle Abnahme im Frühsommer mit einem sehr großen Datensatz belegt. Auch in den anderen Perioden tritt dieser Trend auf, jedoch ist die Abgrenzung gegenüber dem mäßigen Zustand nicht ausgeprägt.

Mögliche Kenngröße Typ 2+3: Bei einem Anteil an Diatomeen

über 50 % wird ein sehr guter

bei 50-30 % wird ein guter

bei 30-20 % ein mäßiger

bei 20-5 % ein unbefriedigender und

bei < 5 % ein schlechter Zustand, gültig für die Periode Frühsommer, indiziert.

Die Kenngröße ist gut geeignet und graduell. Die Trennung zwischen dem guten und mäßigen Zustand ist allerdings nicht scharf. Auch hier werden etwa 30 % der als gut voreingestuften Seen als mäßig und umgekehrt mäßige als gut erkannt, da sich die Perzentilbereiche überlappen. 25 % aller Datensätze von den sehr guten Seen werden zu schlecht eingestuft, da sie unterhalb des 25 % Perzentils liegen (senkrechter Strich unten). Dies sind zwei Termine vom Wörthsee, wo nicht Diatomeen, sondern Dinophyceae und Ulotrichales dominierten.

Der extrem kleine Diatomeenanteil im schlechten Zustand (Wesslinger See) ist nicht rein reziprok zu den Cyanobakterien, sondern auch durch weitere Algengruppen verursacht. Deshalb wird die Kenngröße als nicht redundant zur Cyanobakterienkenngröße gesetzt.

Geschichtete Alpenseen (Typ 4): Die Diatomeen nehmen in allen Jahreszeiten mit steigender Degradation ab. Im Spätsommer ist der Trend graduell und die relativ beste Trennung der Klassen zu beobachten.

Mögliche Kenngröße Typ 4: Bei einem Anteil an Diatomeen über 40 % wird im Spätsommer ein sehr guter Zustand, in einem Bereich unter 10 % wird mindestens ein unbefriedigender Zustand indiziert. Im Bereich von 10 – 40 % liegen gemeinsam die Werte der guten, der mäßigen und ein Teil der unbefriedigenden Zustände, deshalb wird die Einstufung entsprechend der Voreinstufung aus dem Gesamtbiovolumenkriterium (Kenngröße Biomasse = M1) für diesen Bereich zur Weiterberechnung beibehalten.

Die Kenngröße führt zu keiner Unterscheidung des guten vom mäßigen Zustand.

7.1.3.2 Cyanobakterien in den Alpen und Voralpen

Dominanzverteilung: Die Cyanobakterien sind in den Alpen und Voralpenseen weitaus weniger verbreitet als im Tiefland. Während sie in den ungeschichteten Beispielseen durchgehend fehlen, dominieren sie teilweise im Phytoplankton in den geschichteten Seen bei starker Degradation im Spätsommer.

Ungeschichtete Seen (Typ 1): Cyanobakterien sind keine relevante „Algenklasse“.

Geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3): Hier ist eine deutliche Zunahme im Spätsommer mit einem sehr großen Datensatz belegt.

Mögliche Kenngröße Typ 2+3: Bei einem Anteil an Cyanobakterien im Spätsommer

- kleiner 5 % wird mindestens ein guter
- bei > 5-15 % wird ein mäßiger
- bei > 15-50 % ein unbefriedigender und
- bei > 50 % ein schlechter Zustand indiziert.

Die Trennung zwischen den Klassen ist bis auf den schlechten Zustand nicht scharf und führt häufig zu Fehlindikationen. Es wurde auch das absolute Biovolumen getestet, welches jedoch keine bessere Trennung zwischen den mittleren Degradationsklassen bringt (Kap. 6.2.4.2).

Eine Kopplung an die Kenngröße „Chloro- plus Cryptophyceae“-Kenngröße scheint sinnvoll. Ist der Cyanobakterienanteil kleiner als 50 %, soll die „Chloro- plus Cryptophyceae“-Kenngröße eingesetzt werden.

Geschichtete Alpenseen (Typ 4): Die Cyanobakterien nehmen in allen Jahreszeiten mit steigender Degradation zu und auch hier besonders im Spätsommer. Einem Anteil an Cyanobakterien im Spätsommer kleiner 5 % ist mindestens ein guter und bei > 50 % ein schlechter Zustand der Seen zugeordnet. Im Bereich von 5 – 50 % liegen alle im mäßigen und im unbefriedigenden Zustand. Als Kenngröße ist dies zu schwach, keine Trennung von gutem und mäßigen Zustand. Da die Cyanobakterien jedoch sehr gut zur Abtrennung stark degradiertter Seen (Zustand „schlecht“) geeignet sind, wird analog zum Seetyp 2+3 folgendes vorgeschlagen:

Mögliche Kenngröße Typ 4: Bei einem Anteil an Cyanobakterien im Spätsommer von > 50 % wird ein schlechter Zustand indiziert. Ist der Cyanobakterienanteil kleiner als 50 %, soll die „Chloro- plus Cryptophyceae“-Kenngröße eingesetzt werden.

7.1.3.3 Chlorophyceae und Cryptophyceae in den Alpen und Voralpen

Dominanzverteilung: Die Grünalgen (Chlorophyceae) sind in vielen Seentypen der Alpen und

Voralpen zumeist mit einem geringen Prozentanteil verbreitet. Sie sind im Frühsommer und in degradierten Seen häufiger. Die Cryptophyceae erreichen insgesamt höhere Prozentanteile, und sie nehmen ebenfalls mit steigender Degradation zu. Allgemein sind beide Gruppen in den als schlecht eingestuften Seen ohne Bedeutung (deshalb Sonderregel „Cyanobakteriendominanz“), während sich die als mäßig und unbefriedigend eingestuften Seen durch einen auffällig hohen Anteil an Grünalgen und Cryptophyceae im Phytoplankton deutlich von den unbelasteten Zuständen absetzen. Die Indikation beider Gruppen verstärkt sich gegenseitig, indem sie als Sammelgruppe „Chloro- und Cryptophyceen“ zusammengefasst werden (Abbildung 58).

Ungeschichtete Seen (Typ 1): Nur der Anteil der Chlorophyceae steigt in den degradierten Seen an. Die Cryptophyceae verhalten sich widersprüchlich in den ungeschichteten Seen.

Mögliche Kenngröße Typ 1: Bei einem Anteil an Chlorophyceae größer 5 % wird im Frühsommer eine Degradation (mindestens mäßiger Zustand) im Frühsommer indiziert.

Mit der Kenngrößeneignung können gute von den degradierten Zuständen unterschieden werden. Die Abgrenzung ist scharf und führt zu keiner Fehlindikation weniger belasteter Gewässer.

Geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3): Die Chloro- und Cryptophyceae nehmen besonders im Frühsommer mit steigender Degradation, der schlechte Zustand ausgenommen, in ihrem Prozentanteil zu.

Mögliche Kenngröße Typ 2+3: Wenn die Cyanobakterien im Frühsommer weniger als 50 % ausmachen (Anwendungskriterium) und bei einem Anteil an Chloro- plus Cryptophyceae im Frühsommer

kleiner 12 % wird mindestens ein sehr guter

bei 12-22 % wird ein guter und

bei > 22 % ein degradiert Zustand (mindestens mäßig) indiziert.

Wenn der Anteil der Cyanobakterien größer als 50 % ist, dann wird die Einzelkenngröße „Chloro- plus Cryptophyceae“ immer mit der Bewertung „schlecht“ zur Weiterverrechnung eingesetzt.

Die Abgrenzung zwischen gutem und mäßigem Zustand wird durch die Zusammenfassung der beiden Gruppen in der Kenngröße deutlich verbessert. Die degradierten Zustände können jedoch nicht mehr differenziert werden, was mit Grünalgen allein möglich wäre. Die als sehr schlecht eingestuften Seen (nur Seenjahre vom Wesslinger See) würden durch ihren sehr geringen Chlorophyceenanteil als sehr gut oder gut völlig fehleingestuft. Hier schließt ein Zusatzkriterium (wenn Cyanobakterien größer als 50 %) diese Ausreißer bei der Bewertung mit dieser Einzelkenngröße aus.

Alpensee (4): Die Chloro- und Cryptophyceae sind im Frühsommer in gering belasteten Seen (sehr guter und guter Zustand) deutlich weniger vertreten als in den Degradationsklassen.

Mögliche Kenngröße Typ 4: Wenn die Cyanobakterien im Spätsommer weniger als 50 % ausmachen (Anwendungskriterium) und bei einem Anteil an Chloro- plus Cryptophyceae im Frühsommer

kleiner 12 % wird mindestens ein guter

bei 12-26 % wird ein mäßiger und

bei > 26 % ein unbefriedigender Zustand indiziert.

Wenn Cyanobakterien größer als 50 % sind, dann wird die Einzelkenngroße „Chloro- plus Cryptophyceae“ immer mit der Bewertung „schlecht“ zur Weiterverrechnung eingesetzt.

7.1.3.4 Dinophyceae in den Alpen und Voralpen

Dominanzverteilung: Die Dinophyceae sind im Phytoplankton besonders im Früh- und Hochsommer bedeutend, und sie sind auch in ungeschichteten Voralpenseen anzutreffen.

Ungeschichtete Voralpenseen (Typ 1): Die Dinophyceae sind im Frühsommer in gering belasteten Seen häufiger als in den Degradationsklassen. Im Bereich kleiner 2 % liegen ein Teil der Seen im mäßigen und alle im unbefriedigenden Zustand, damit ist keine klare Trennung zwischen den degradierten Zuständen möglich.

Mögliche Kenngröße Typ 1: Bei einem Anteil an Dinophyceae im Frühsommer größer 15 % wird ein guter Zustand indiziert. Im Wertebereich kleiner 15 % wird ein degradiertes Zustand (mindestens mäßig) indiziert.

Die Kenngröße unterscheidet relativ gut zwischen guten und mäßigen Zuständen. Allerdings werden 28 % aller Werte von Seen im guten Zustand zu schlecht eingestuft.

Geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3): Kein Trend erkennbar.

Alpenseen (Typ 4): Die Dinophyceae sind im Frühsommer in gering belasteten Seen (sehr guter und guter Zustand) häufiger als in den Degradationsklassen.

Mögliche Kenngröße Typ 4: Bei einem Anteil an Dinophyceae im Frühsommer größer 10 % wird mindestens ein guter Zustand indiziert. Im Wertebereich 5-10 % wird ein mäßiger Zustand indiziert. Im Bereich kleiner 5 % ein stark degradiertes Zustand (mindestens unbefriedigend) indiziert.

Die Kenngröße unterscheidet unscharf zwischen den guten und mäßigen Zuständen. 35 % aller Werte der Seen im guten Zustand werden um eine Klasse schlechter, und 40 % aller Werte der mäßigen Seen als zu gut eingestuft.

7.1.3.5 Chrysophyceae in den Alpen und Voralpen

Dominanzverteilung: Die Chrysophyceen sind eine unregelmäßig auftretende Komponente im Phytoplankton. Die Stichprobe mit Nachweis von Chrysophyceen ist deutlich kleiner als die Anzahl aller möglichen Monatsmittel. Um genügend eingehende Werte für eine Bewertung zu berücksichtigen, sollte deshalb immer das Saisonmittel zu Grunde gelegt werden.

Ungeschichtete Voralpenseen (Typ 1): Die Chrysophyceen sind im Saisonmedian in gering belasteten Seen häufiger als in den Degradationsklassen. Im Bereich kleiner 5 % steigt die Wahrscheinlichkeit einer Belastung, doch es gibt auch belastete Seen mit einem großen Chrysophyceen-Anteil. Keine Kenngröße ableitbar.

Geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3): Der sehr gute bis mäßige Zustand weist eine ähnlich und breite Streuung (1-15 %) hinsichtlich des prozentualen Anteils an Chrysophyceen auf. In stark degradiertem Zustand geht ihr Anteil drastisch zurück. Allerdings wurden in einem Großteil der Basisdaten auch in den unbelasteten Zuständen überhaupt keine Chrysophyceae erfasst, so dass keine Kenngröße mit einem geringen Anteil (< 2 %) sinnvoll erscheint, da Nichtnachweise zu Fehlindikationen führen.

Alpensee (Typ 4): Die Chrysophyceen sind in gering belasteten Seen (sehr guter und guter Zustand) häufiger als in den Degradationsklassen. Sie werden in Alpenseen regelmäßig erfasst und nachgewiesen, so dass die Stichprobe groß ist und gesicherte Streubereiche dargestellt sind.

Mögliche Kenngröße (Typ 4): Bei einem Anteil an Chrysophyceae größer 5 % im Vegetationsmittel wird mindestens ein guter Zustand, im Wertebereich 2-5 % wird ein mäßiger Zustand indiziert. Im Bereich kleiner 2 % wird ein stark degradierter Zustand (mindestens unbefriedigend) angezeigt.

Trotz der relativ starken Überlappung der Perzentilbereiche (25-75) unterscheidet die Einzelkenngröße die unbelasteten Seen scharf von stark belasteten. Für Proben aus den Alpenseen ist es in der Routine Standard, große Probenvolumina auszuwerten, so dass Chrysophyceae gut erfasst werden. Unter ihnen befinden sich auch Einzelarten mit gutem Zeigerwert im Trophiespektrum.

7.1.3.6 Weitere Algenklassen und -ordnungen in den Alpen und Voralpen

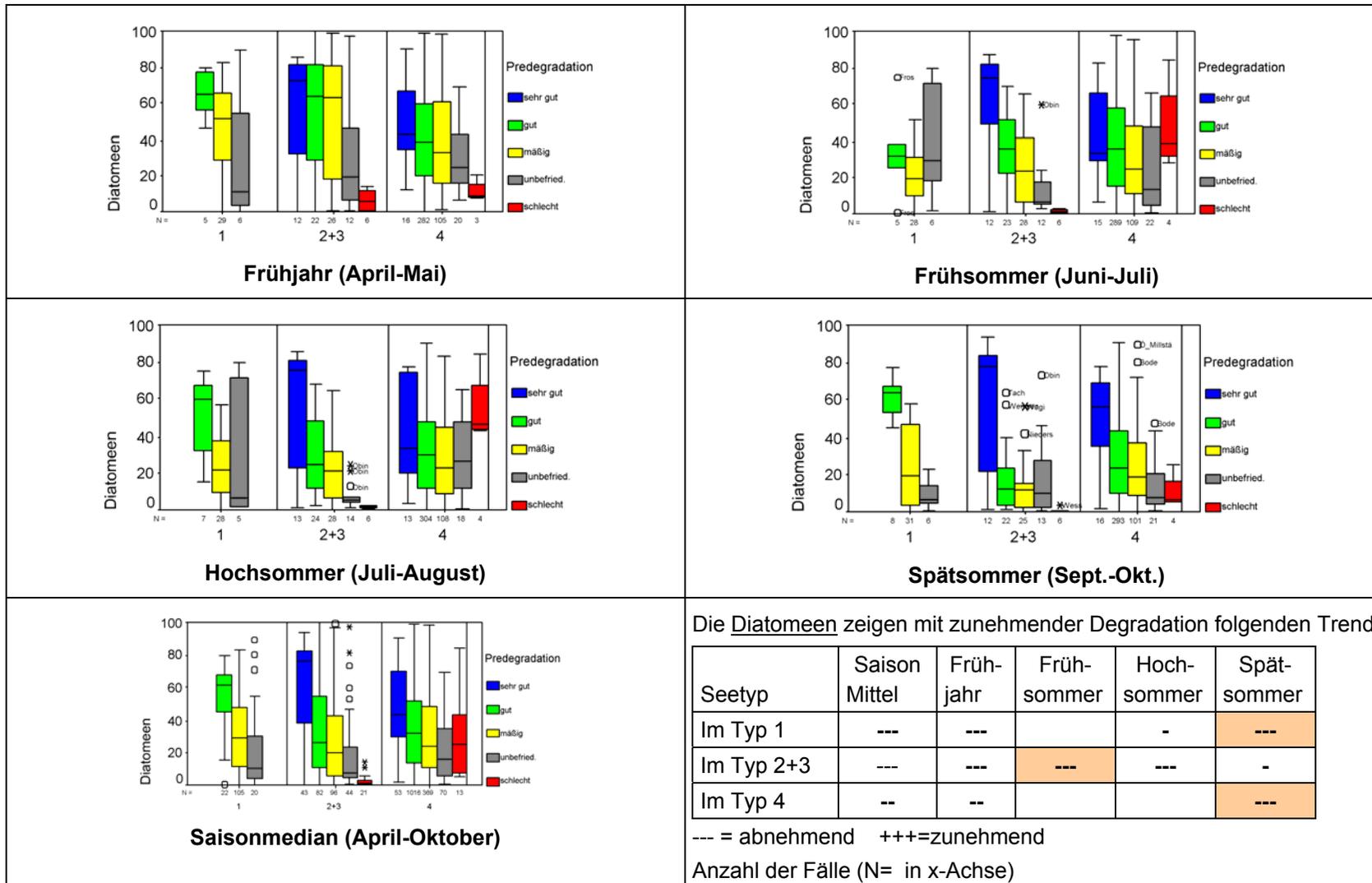
Die Verteilung der Dominanzwerte der Euglenophyceae, Chlamydomphyceae und Conjugatophyceae (Jochalgen) und der Ordnungen Pennales und Nostocales am Gesamtbiovolumen bieten keine weiteren Trends oder Klassenunterschiede, die zur Ableitung von Kenngrößen dienen könnten.

Die Ordnung Pennales (Bacillariophyceae) wurde getestet, da sich in ihnen Taxa wie *Asterionella* und *Diatoma* gruppieren, die möglicherweise einen Zeigerwert für Seen haben könnten. Sie treten in den Zustandsklassen gut und mäßig besonders häufig auf (s. Typ 2-3), was dem mesotrophen bis schwach eutrophen Trophiebereich entspricht, helfen aber nicht für die Abgrenzung der entsprechenden Klassen „guter Zustand“ nach „mäßiger Zustand“.

Die Ordnung Nostocales (Cyanobakterien) wurde ausgewertet, um dem Bewertungsentwurf von Schaumburg et al. (2003) Rechnung zu tragen, der diese Gruppe gesondert berücksichtigt. Die Nostocales weisen in dem hier vorliegenden, durch die österreichischen Seendaten erweiterten Datensatz keine gegenüber den Cyanobakterien abweichenden Trend auf. Aus diesem Grunde, sowie ihrer geringen Stetigkeit in den Nachweisen (verkleinerte Stichprobe) kann keine weitere Kenngröße abgeleitet werden.

Die durch die Auswertung der Dominanzwerte der „Algenklassen“ identifizierten Kenngrößen wurden durch einen neu eingestufteten Datensatz überprüft und modifiziert mittels der absoluten Biovolumina der „Algenklassen“, für die in einem Seetyp und Bewertungszeitraum eine mögliche Einzelkenngröße vorgeschlagen wurde.

Abbildung 17: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse (s. Farben, von links nach rechts von sehr gutem nach schlechtem Zustand) in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) der Alpen und Voralpen. Unten rechts: Hervorhebung der Zeiträume mit Trend. Darstellung der Verteilung weiterer „Algenklassen“ in den Seen der Alpen und Voralpen, (s. Anlage 18.1.1).



7.2 Optimierung der möglichen Einzelkenngrößen der „Algenklassen“-Dominanz mittels absoluter Biovolumina und Gruppierungen

Mittels eines neu eingestuften Datensatzes (Synthese-Degradationseinstufung s. Kap. 4.1) wurden alle anhand des Dominanzwerts identifizierten Kenngrößen im folgenden Schritt überprüft. Darauf folgend wurden die damit bestätigten Einzelkenngrößen mittels der absoluten Biovolumina sowie durch Zusammenfassung von Gruppen und Prüfung von Algenordnungen optimiert.

7.2.1 Überprüfung möglicher „Algenklassen“-Kenngrößen anhand der überarbeiteten Voreinstufung

Die Dominanzwerte der „Algenklassen“ wurden im Folgenden für die in Kapitel 6.2.2 und 6.2.3 optimalen Beobachtungszeiträume anhand des neu eingestuften Datensatz hinsichtlich der Trendstabilität getestet. Dies war nötig, da die Belastungsbezugsgröße „Einstufung nach Expertenmeinung und Trophie“ noch nicht WRRL konform, nämlich seetypspezifisch vereinheitlicht war. Diese Anforderung wird über die hier genutzte Belastungsbezugsgröße „Synthese-Degradationseinstufung“ verwirklicht. Grundsätzlich ergab sich bei einigen Einzelkenngrößen eine bessere Trennschärfe zwischen den Degradationsklassen, andere mögliche Kenngrößen zeigten eine Trendauflösung.

Bei der Überprüfung wurden neben den Monatsmittelwerten jeweils auch ein Mittelwert für den ausgewählten Bewertungszeitraum gebildet. Durch die Mittelwertbildung wird die starke Streuung der Einzelwerte gedämpft und ein besseres Ergebnis erzielt. Deshalb soll für alle Einzelkenngrößen der Mittelwert über den ausgewählten Bewertungszeitraum (z.B. Juli-Oktober) bei der Bewertung verwendet werden. Die Mittelwertbildung für den Auswahlzeitraum verändert erwartungsgemäß die Schwellenwerte gegenüber dem ersten Entwurf, so dass diese überarbeitet werden mussten.

Alpen und Voralpen

Die anhand der Dominanzwerte identifizierten Einzelkenngrößen wurden für die Seetypen der Alpen und Voralpen überwiegend bestätigt.

Der abnehmende Trend der Einzelkenngröße „Dominanzwert Chrysophyceae“ (Abbildung 18) in den Alpenseen bleibt auch im neu eingestuften Datensatz (Synthese-Degradationseinstufung) erhalten. Durch die Mittelwertbildung über den Beobachtungszeitraum wird die Abgrenzung der Degradationsklassen deutlich verbessert. Die Trennung zwischen gutem und mäßigem Zustand ist nicht sehr scharf. Die Klassengrenzen bleiben unverändert und zielen darauf, möglichst wenige unbelastete Seen als degradiert einzustufen.

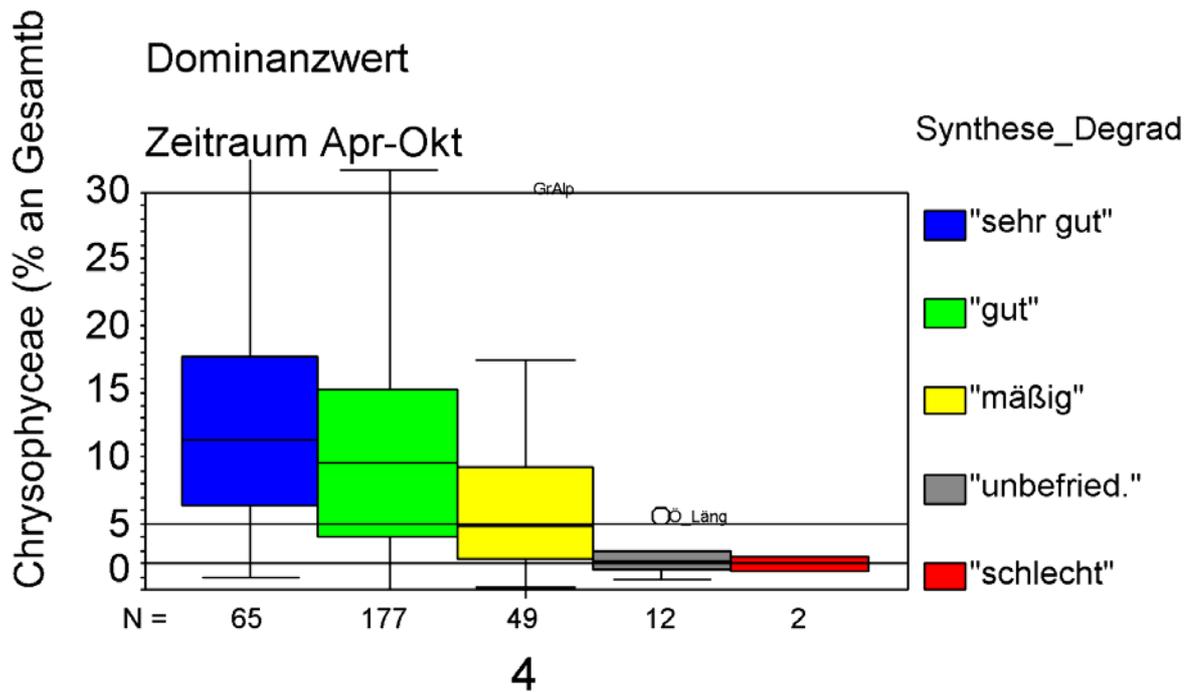


Abbildung 18: Verteilung der Dominanzwerte der Chrysophyceae in den Alpenseen (Seetyp 4) mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum April bis Oktober und als box-plot-Grafik mit Median (waagerechter Strich), 25 bis 75-Perzentilbereich (Fläche) und Minimal-Maximalbereich (senkrechte Striche) dargestellt. An der x-Achse sind nach N die Anzahl verarbeiteten Jahresmittel je Seetyp und Synthese-Degradationsklasse aufgeführt. Horizontale Bezugslinie kennzeichnet das geprüfte Kriterium.

Durch die Neueinstufung der Seen verändert sich die mögliche Kenngröße „Dominanzwert Cyanobakterien“ für die Alpen- und Voralpenseen sehr (Abbildung 19). Mit Ausnahme der als schlecht eingestuften Seen (> 70 %-Anteil) sind die Zustandsklassen wenig durch diese Größe zu unterscheiden, da bereits im guten Zustand eine große Spannweite der Dominanzwerte auftritt. Die Eignung der Einzelkenngröße kann auch nicht durch die Verwendung des absoluten Biovolumens oder durch die Auswahl anderer Bewertungszeiträume verbessert werden. Allerdings bleibt bei allen Tests die Abgrenzung der extrem degradierten Zustände gleich. Im Ergebnis wird die Kenngröße stark vereinfacht und ist nur für Extremzustände als Bewertungskriterium zu verwenden. Dabei sollte die Definition durch das absolute Biovolumen und den Vegetationsmittelwert angegeben werden, um die Verwendung in Kombination mit der ergänzenden Kenngröße „Chloro- plus Cryptophyceae“ zu vereinfachen.

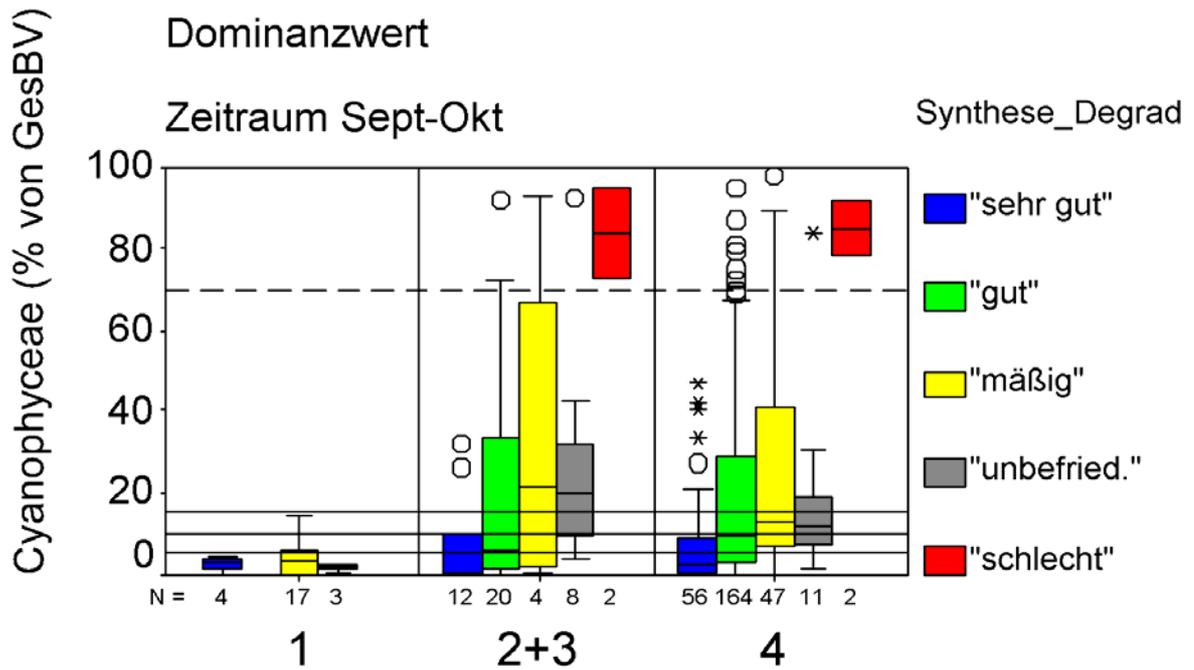


Abbildung 19: Verteilung der Dominanzwerte von Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind die Mittelwerte vom Auswahlzeitraum September bis Oktober als box-plots dargestellt.

Hinsichtlich der Diatomeen (Abbildung 20) bestätigte sich der abnehmende Trend in den Dominanzwerten mit zunehmender Degradation für die Seen in der Ökoregion Alpen und Voralpen. Die Schwellenwerte werden unverändert beibehalten, da die absoluten Biovolumina weniger geeignet als der Dominanzwert sind. Die Trends in den anderen getesteten Beobachtungszeiträume waren deutlich weniger indikativ.

Dies gilt auch für eine Einzelkenngroße anhand der Dinophyceae (Abbildung 21), die sich in den vorgeschlagenen Klassengrenzen anhand der Dominanzwerte, nicht jedoch anhand der absoluten Biovolumina, mit den neu eingestuft Datensätzen (Synthese-Degradationseinstufung) bestätigte.

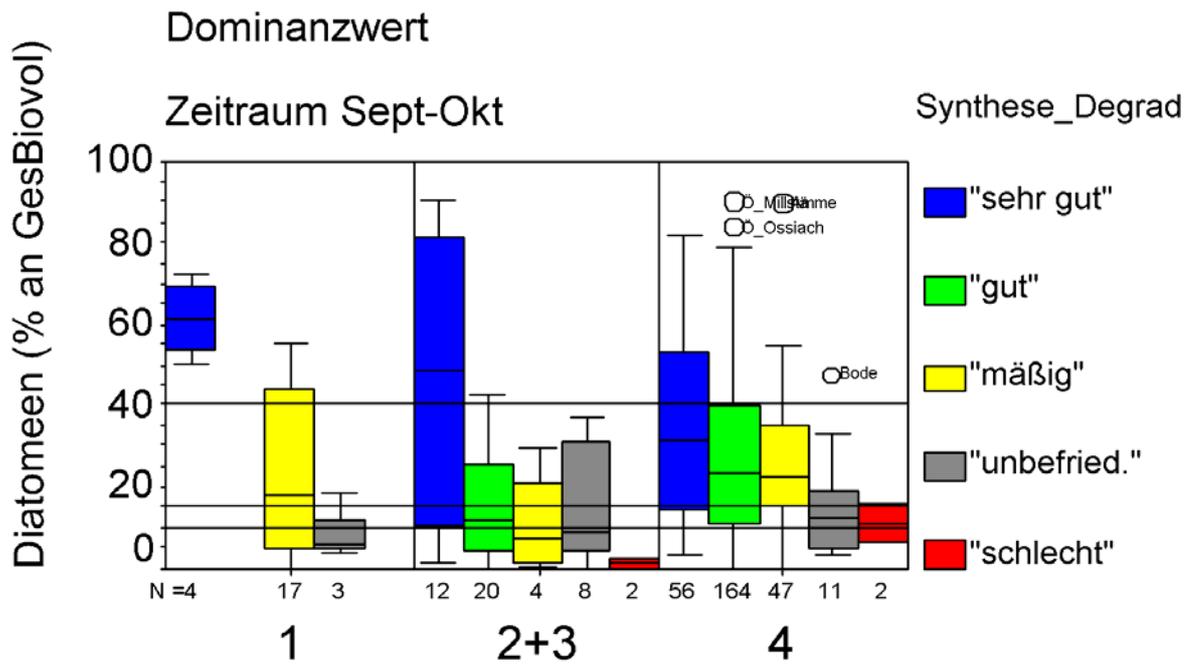


Abbildung 20: Verteilung der Dominanzwerte von Diatomeen in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind die Mittelwerte vom Auswahlzeitraum September bis Oktober als box-plots dargestellt. Beachte: Für Seetyp 2+3 gilt der Zeitraum Juni-Juli (nicht dargestellt).

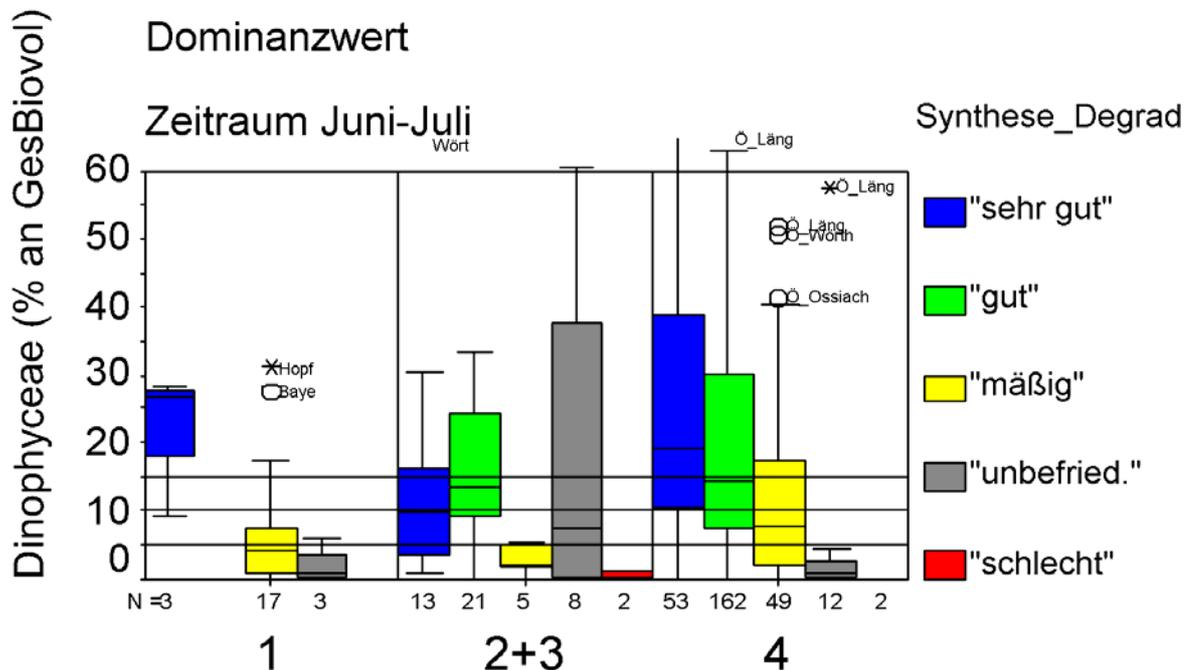


Abbildung 21: Verteilung der Dominanzwerte von Dinophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind die Mittelwerte vom Auswahlzeitraum September bis Oktober als box-plots dargestellt. Beachte: Für Seetyp 2+3 gilt Kenngröße „Dinophyceae“ nicht.

Tiefland

Eine Reihe der Trends, die anhand des Dominanzwertes von „Algenklassen“ als mögliche Kenngrößen identifiziert wurden, erwiesen sich im überarbeiteten Datensatz mit veränderter Voreinstufung als nicht stabil, und wurden daher von der weiteren Auswertung ausgenommen.

Diese Streichung gilt im Tiefland für folgende Einzelkenngrößen aufgrund angefügter Begründung:

- **Chlorophyceae Typ 13** mit dem Kriterium $> 15\%$ für Zustand schlecht (Abbildung 23). Trendumkehrung sowie keine Durchgängigkeit
- **Chlamydoephyceae Typ 10** mit dem Kriterium $> 3\%$ für Zustand mäßig (Abbildung 25). Starke Wertestreuung mit vielen Ausreißern, Trenauflösung
- **Bacillariophyceae Typ 13** mit dem Kriterium $< 5\%$ für Zustand unbefriedigend und schlechter (Abbildung 28). Überlappung der Zustände zu groß
- **Conjugatophyceae Typ 11, 12 und 14** mit dem Kriterium $< 1,5\%$ für Zustand mäßig und schlechter (Abbildung 26). Trenauflösung, Wertebasis zu gering

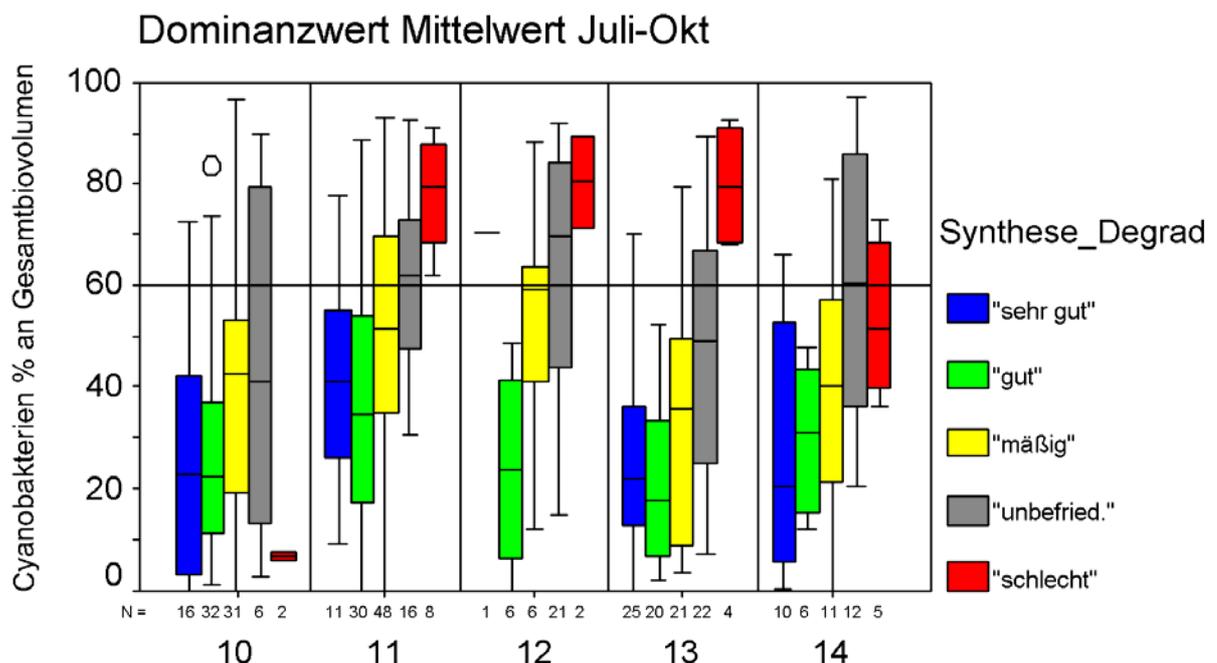


Abbildung 22: Verteilung der Dominanzwerte von Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach subtypenspezifischer Referenztrophiie und Gesamtbiovolumina (Synthese-Degradationseinstufung). Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße und ihre Wertestreuung ist in der box-plot-Grafik mit Median (waagerechter Strich), 25 bis 75-Perzentilbereich (Fläche) und Minimal-Maximalbereich (senkrechte Striche) dargestellt. An der x-Achse sind nach N die Anzahl verarbeiteten Jahresmittel je Seentyp und Synthese-Degradationsklasse aufgeführt. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.

Andere Einzelgrößen konnten durch die Überprüfung mit dem durch die Synthese-Degradation veränderten Datensatz im wesentlichen bestätigt werden. Sie sind im folgenden aufgelistet (s. Abbildung 22 bis Abbildung 28). Einzelkenngrößen, deren Trendsteigung und Trennschärfe für

die Zustandsklassen sogar verbessert wurde, sind zusätzlich mit 3 Kreuzchen hervorgehoben.

Bestätigte und optimierbare Kenngrößen auf der Basis des Dominanzwertes von „Algenklassen“:

- A) Cyanobakterien alle Seentypen mit dem Kriterium $> 60\%$ für Zustand „unbefriedigend“ +++, teils auch Zustand „schlecht“ für Typ 11, 12 und 13 (Abbildung 22). Weitere Verbesserung mittels absoluter Biovolumina und Zusammenfassung mit Dinophyceae s.w.u..
- B) +++ Chlorophyceae Typ 10 mit dem Kriterium $> 20\%$ für Zustand „schlecht“ (Abbildung 23). Differenzierung weiterer Zustandsklassen möglich.
- C) Chlorophyceae Typ 14 mit dem Kriterium $> 20\%$ für Zustand „schlecht“ (Abbildung 23). Differenzierung weiterer Zustandsklassen möglich.
- D) Dinophyceae Typ 11 mit dem Kriterium $< 7\%$ für Zustand „mäßig“ (Abbildung 24). +++ Zustand „mäßig“ $1,5 - 7\%$ und $< 1,5\%$ mindestens Zustand „unbefriedigend“.
- E) Chrysophyceae Typ 10 und 13 mit dem Kriterium $< 3\%$ für Zustand „mäßig“ oder „unbefriedigend“ (Abbildung 27). +++ Zustand „sehr gut“ $> 3\%$, Zustand „gut“ $1 - 3\%$, „mäßig“ und schlechter $< 1\%$.
- F) Bacillariophyceae Typ 11 und 12 mit dem Kriterium $< 60\%$ für Zustand „mäßig“. +++ für Typ 12 (Abbildung 28.)

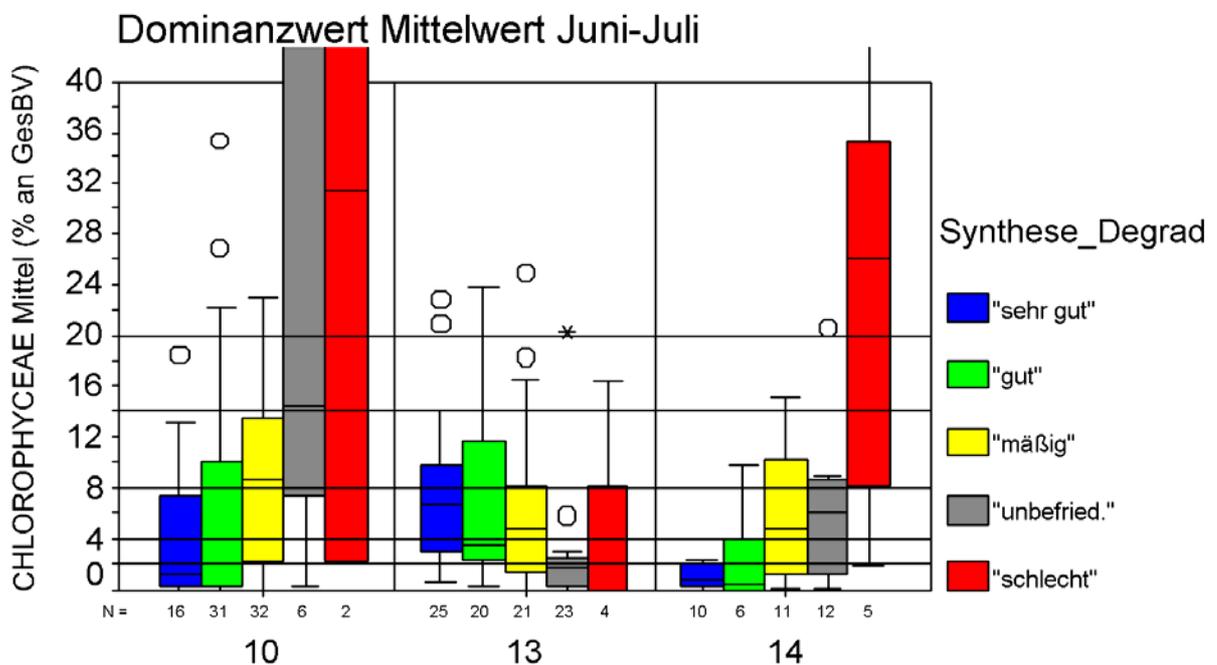


Abbildung 23: Verteilung der Dominanzwerte von Chlorophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinien zur Kennzeichnung der geprüften Kriterien.

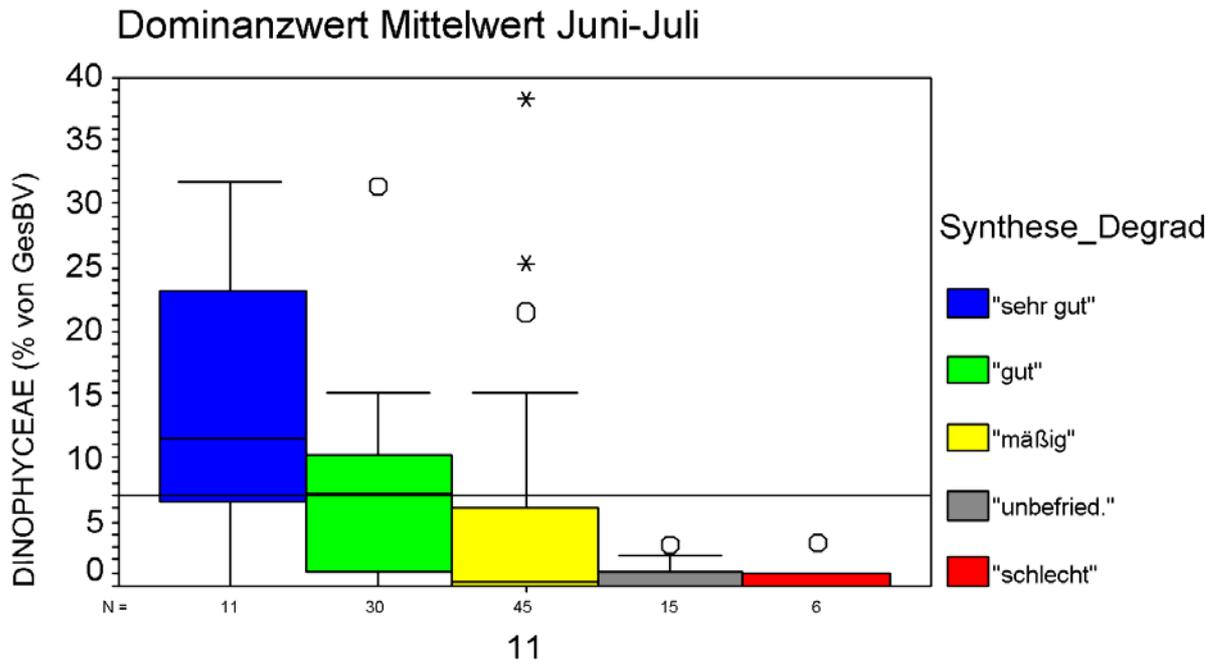


Abbildung 24: Verteilung der Dominanzwerte von Dinophyceae im Seentyp 11 mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.

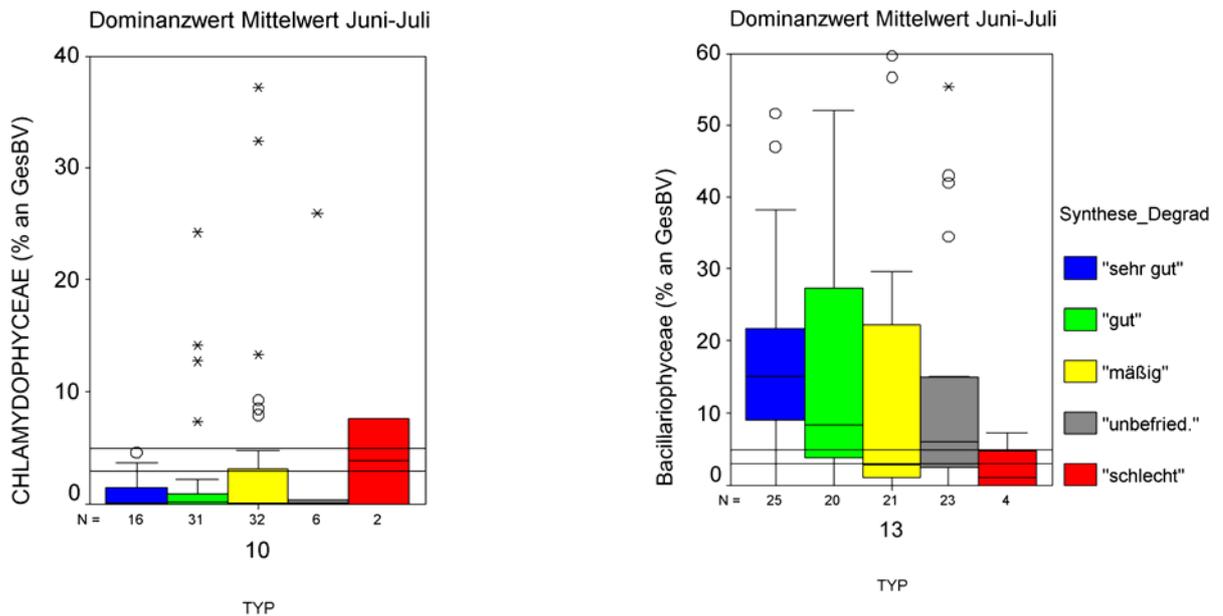


Abbildung 25: Verteilung der Dominanzwerte von Chlamydoephyceae im Seentyp 10 (links) und von Bacillariophyceae im Seentyp 13 (Diatomeen, rechts) mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.

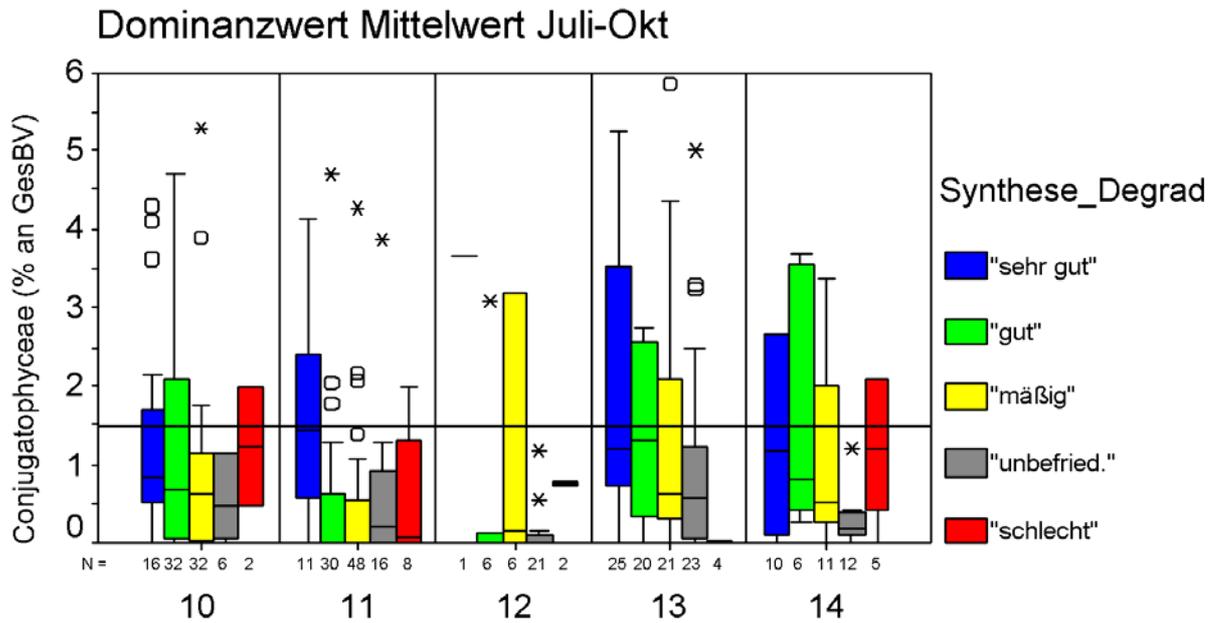


Abbildung 26: Verteilung der Dominanzwerte von Conjugatophyceae in den Seentypen des Tieflandes mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.

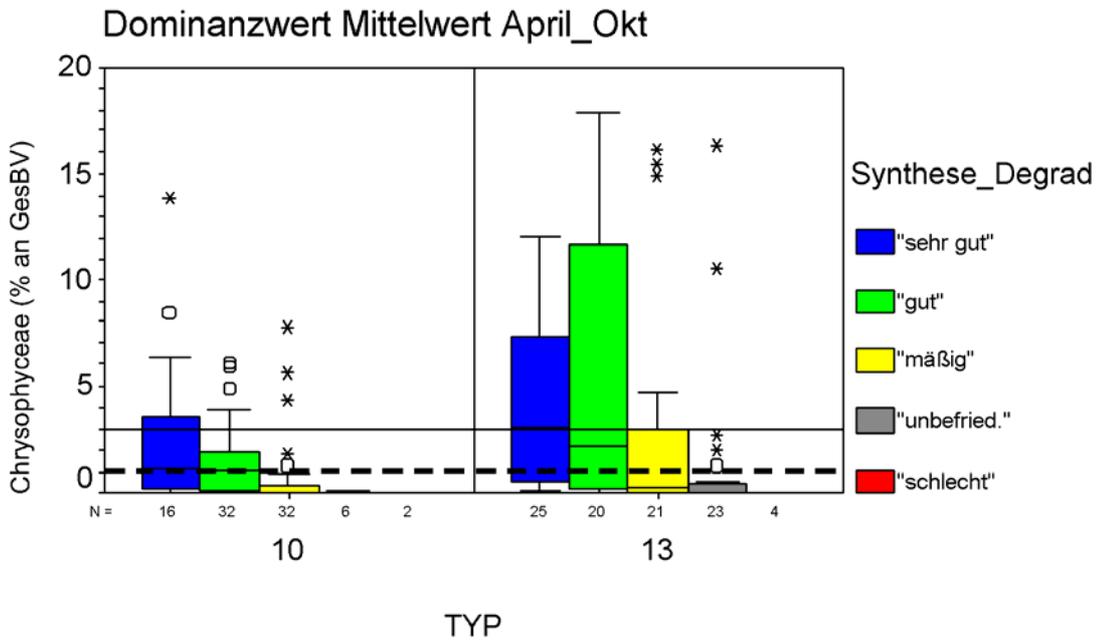


Abbildung 27: Verteilung der Dominanzwerte von Chrysophyceae in den Seentypen 10 und 13 mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte durchgezogene Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums. Gestrichelte waagerechte Bezugslinie = mögliches Zusatzkriterium.

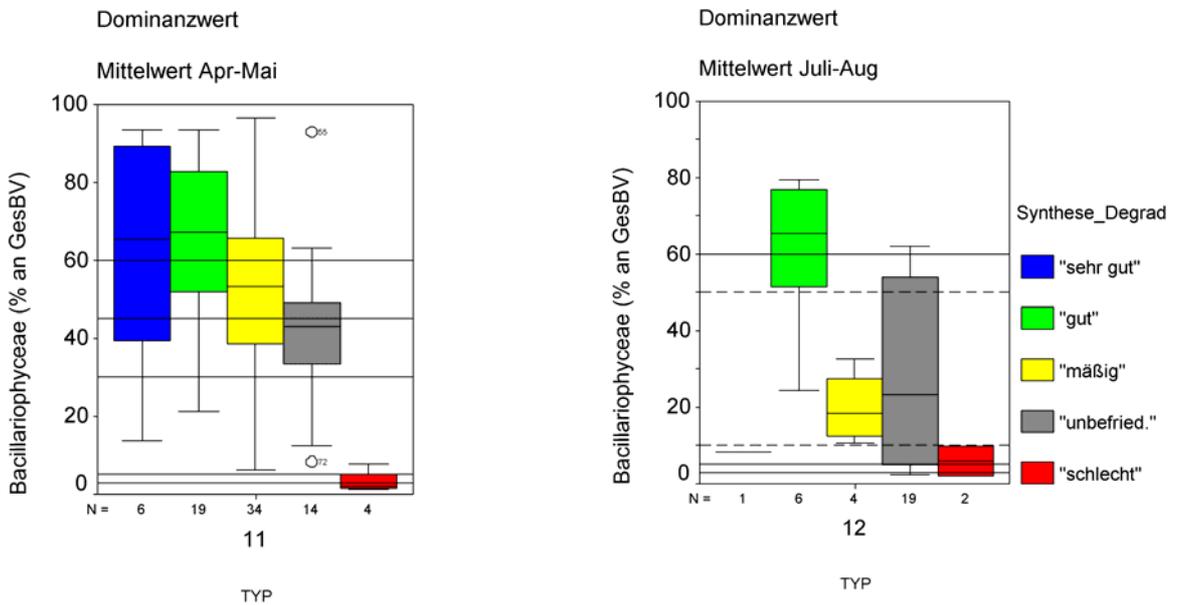


Abbildung 28: Verteilung der Dominanzwerte von Bacillariophyceae im Seentyp 11 (links) und im Seentyp 12 (rechts) mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.

7.2.2 Optimierung und Gruppierung der „Algenklassen“-Kenngrößen auf Basis absoluter Biovolumina

Als alternative Kenngröße zum Dominanzwert wurde für die „Algenklassen“ die Verteilung ihrer absoluten Biovolumina innerhalb der Seentypen und Klassen der Voreinstufungen ausgewertet. Hierbei wurde ebenfalls die überarbeitete Voreinstufung zugrunde gelegt (Synthese-Degradationseinstufung s. Kap. 4.1).

Alpen und Voralpen

Die Auswertung der absoluten Biovolumina der „Algenklassen“ ergab in den Alpen- und Voralpenseen eine deutliche Verbesserung der Einzelkenngröße „Chloro- und Cryptophyceae“ und ermöglicht nun auch eine Kenngröße für die ungeschichteten Voralpenseen (Seentyp 1), bei dem die ursprünglich vorgeschlagene Einzelkenngröße „Chlorophyceae“ dadurch ersetzt werden konnte. Auch konnte für die Seentypen 1-4 der Bewertungszeitraum von Frühsommer auf die gesamte Vegetationsperiode (April-Oktober) erweitert werden, was die Trendstabilität durch die erhöhte Anzahl an Eingangswerten erhöht (s. Abbildung 29).

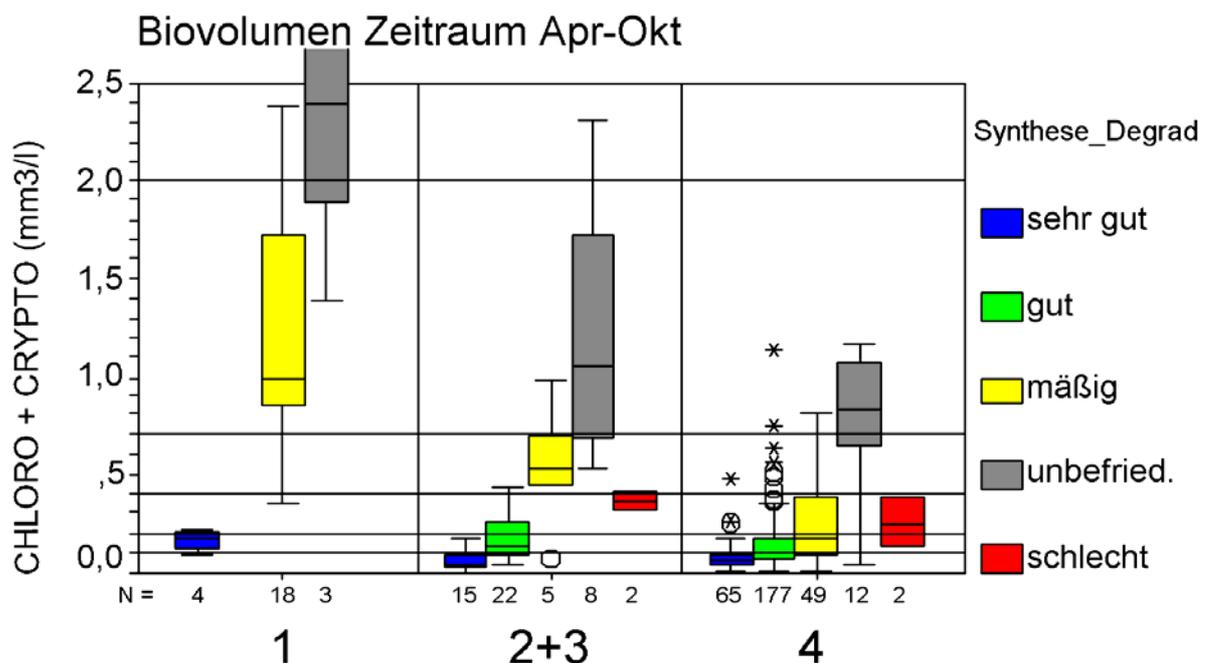


Abbildung 29: Verteilung der summierten Biovolumina von Chlorophyceae und Cryptophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum April bis Oktober der Kenngröße.

Tiefland

Durch Zusammenfassung von „Algenklassen“ insbesondere der Dinophyceae mit den Cyanobakterien wurden für geschichtete Seen zusätzlich bessere Ergebnisse hinsichtlich der Trennungsschärfe erzielt. Die Optimierung war allgemein besonders auf eine erhöhte Trennschärfe zwischen den wenig belasteten Seen (guter und sehr guter Zustand) und den degradierten Seen (mäßig bis schlechter Zustand) ausgerichtet. Es ist in diesem Rahmen nicht möglich, alle getesteten Varianten darzustellen.

Im Folgenden wird als Beispiel die aus den Dominanzwerten identifizierte Einzelkenngröße „Cyanobakterien Dominanzwert > 60 %“ geprüft und optimiert. Bisher konnte diese Kenngröße nur die stark degradierten Zustände (Klasse 4 und 5) identifizieren, wobei einige als schlecht eingestufte Seen durch eine geringe Blaualgendominanz nicht erkannt wurden.

Die Prüfung mittels des Datensatzes mit der Synthese- Degradationseinstufung bestätigte den vorgeschlagenen Schwellenwert für die Cyanobakterien für den Typ 12 und es wurden gering belastete Seen (Schwarzer See, Mecklenburg-Vorpommern) als degradiert fehleingestuft (s. Abbildung 22).

Bei den anderen Seentypen unterscheiden sich zwar die Mediane (Mittelwerte für den Zeitraum Juli bis Oktober) der Seen im mäßigen Zustand von solchen mit sehr guten und guten Zuständen, doch überlappt ihre Verteilung so, dass kein Schwellenwert definiert werden kann, der den mäßigen Zustand gegenüber den unbelasteten Zuständen deutlich und ohne erhebliche Fehleinstufungen abgrenzen kann. Die Trennung wird durch die Verwendung der absoluten Biovolumina der Cyanobakterien für den Typ 11, Typ 14 und Typ 13 besser und bei Typ 12 ähnlich gut wie durch eine Dominanzkenngröße erreicht (Abbildung 30). Durch die Zusammenfassung mit der Algengruppe Dinophyceae kann die Trennschärfe für den Typ 10 und Typ 13 deutlich verbessert werden (Abbildung 31).

Die Verbesserung durch die Einbeziehung der Dinophyceae entspricht unserer Beobachtung, dass in den belasteten geschichteten Seen statt Cyanobakterien hohe Biomassen an Dinophyceae als ein alternativer Zustand beobachtet werden. Dies ist in Übereinstimmung mit den Befunden von Järnefeld (1956) und Naumann (1931).

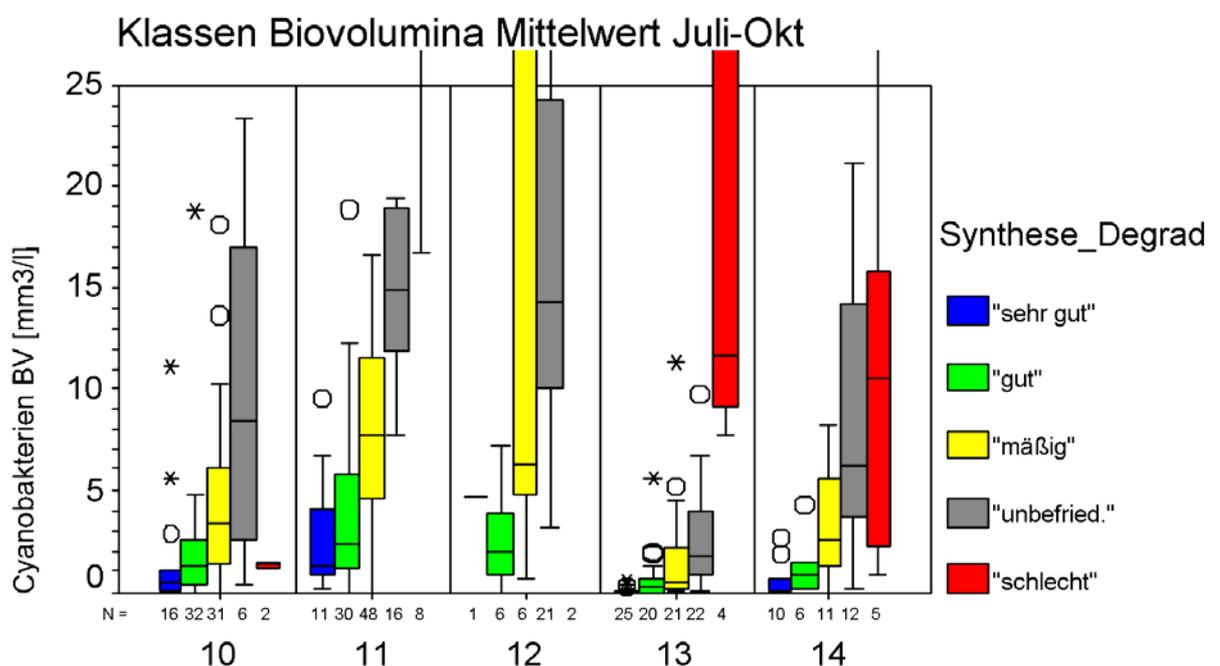


Abbildung 30: Verteilung der Biovolumina von Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße. Legende s. Abbildung 22

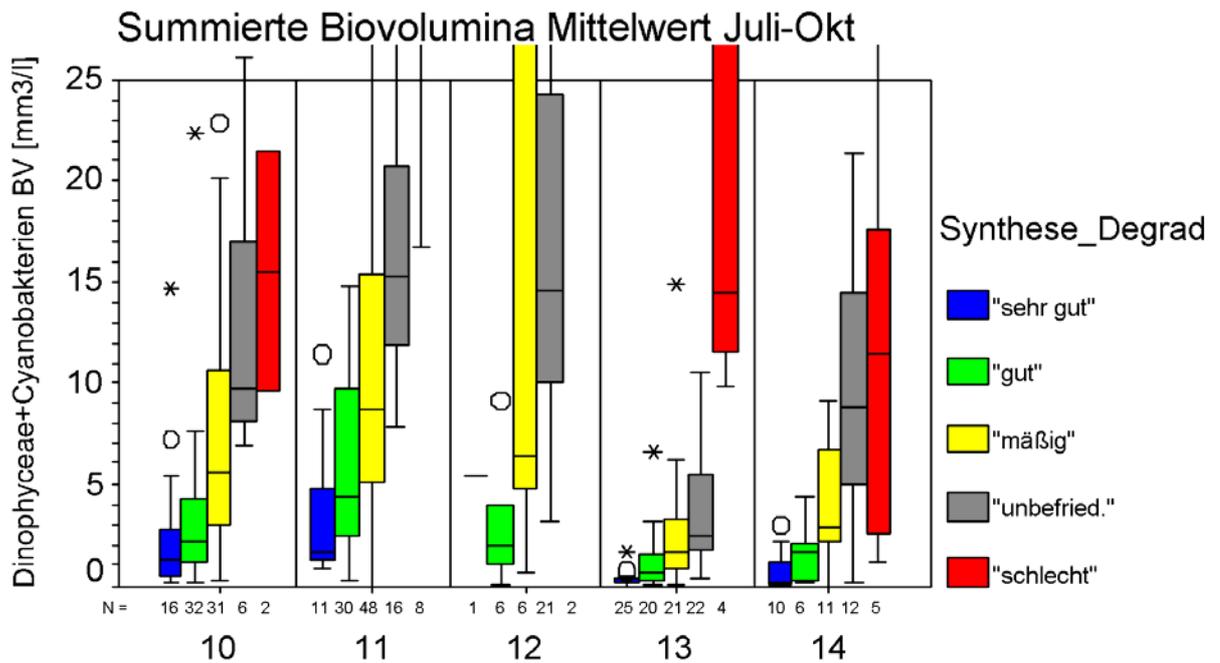


Abbildung 31: Verteilung der summierten Biovolumina von Dinophyceae und Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße.

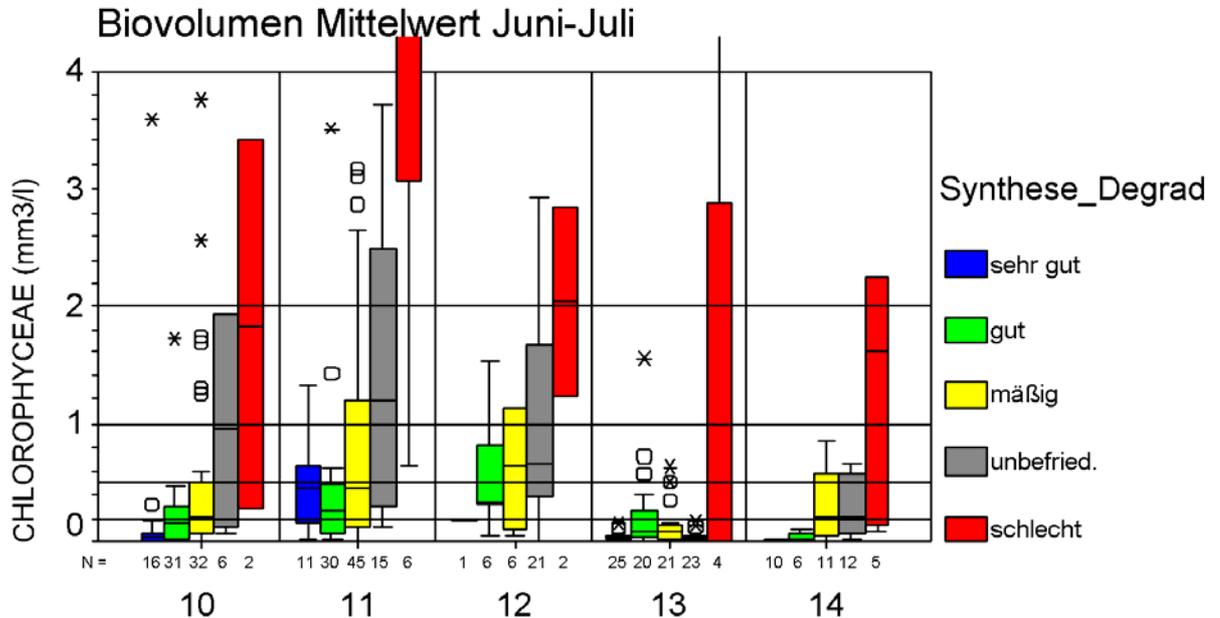


Abbildung 32: Verteilung der Biovolumina von Chlorophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße. Legende s. Abbildung 22.

Eine Zusammenfassung der Dinophyceae mit den Cyanobakterien ist für den Typ 11 nicht sinnvoll, da beide Klassen gegenläufige Trends aufweisen. Hier indiziert die Abnahme der

Dominanzwerte der Dinophyceae eine ansteigende Degradation bei insgesamt niedrigen Klassengrenzenwerten in diesem Seetyp. Die Verwendung der absoluten Biovolumina der Dinophyceae ergibt keine Optimierung für den Seetyp 11.

Bei der Kenngröße Chlorophyceae wird durch die Verwendung von absoluten Biovolumina die Streuung der Werte im Typ 10 und 14 vermindert und eine bessere Abgrenzung des guten vom mäßigen Zustand optimiert. In den Seentypen 11 und 12 nehmen die Chlorophyceae zur Hälfte in den stark degradierten Zuständen deutlich zu ($> 1 \text{ mm}^3/\text{l}$), sie verbleiben jedoch zum Teil auch niedrig, so dass der Zeigerwert gering ist.

Bei den Kenngrößen der Bacillariophyceae ist durch die Verwendung der absoluten Biovolumina keine Optimierung für den Seetyp 11 und 12 gegeben. Ihre Biomasse nimmt mit steigender Degradation bis zum unbefriedigenden Zustand etwas zu, ihr Dominanzwert sinkt jedoch. Es wurde auch das Vegetationsmittel von April bis Oktober der Bacillariophyceae nochmals für alle Seentypen hinsichtlich der Biovolumina geprüft. Der insgesamt ansteigende Trend kann durch die große Schwankungsbreite innerhalb der Klassen sowie der überlappten Verteilung zwischen den Klassen nicht als Kenngröße dienen. Bei Dominanz von Cyanobakterien werden Diatomeen verdrängt.

Bei der Kenngröße Chrysophyceae ist durch die Verwendung der absoluten Biovolumina keine Optimierung gegeben. Die absoluten Biovolumina dieser Gruppe liegen immer weit unterhalb von $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$.

Die Chlamydothrixaceae und Conjugatophyceae erwiesen sich bereits bei der Dominanzwertanalyse ohne Trend und wurden deshalb nicht weiter betrachtet.

7.3 Übersicht über die optimierten Einzelkenngrößen „Algenklassen“

Nachdem die Datenbasis und Trennschärfe für alle optimierten Kenngrößen mittels „Algenklassen“ bekannt sind, können diese zu einem gemeinsamen Bewertungsmetric „Algenklassen“ zusammengestellt werden. Eine Übersicht über die zu verwendenden Einzelkenngrößen je Seetyp gibt Tabelle 12.

7.3.1 Tiefland

Für Conjugatophyceae und Euglenophyceae konnte keine Zeigerfunktion nachgewiesen werden, wie sie in der Literatur für andere Ökoregionen postuliert wurde (Tabelle 11). Die widersprüchliche Zeigerfunktion der Dinophyceae, Chlorophyceae und der Diatomeen wird in der Zusammenstellung ebenso deutlich, wie die weit verbreitete Zunahme der Cyanophyteen.

Tabelle 12: Optimierte Einzelkenngrößen zum Anteil der „Algenklassen“ aufgeführt für die 5 Tieflandseentypen (Zeilenüberschrift) und für die „Algenklassen“ (Spaltenüberschrift) mit Nennung des Auswahl-Zeitraumes. Die erste Zahl im Kriterium beschreibt das absolute Biovolumen bzw. den Bereich (BV in mm³/l) oder den prozentualen Anteil (DW in %) der entsprechenden „Algenklasse“ und die zweite Zahl den indizierten Degradationszustand.

Seentyp	Cyano + Dino	Cyano- bakterien	Dino- phyceae	Bacillario- phyceae	Chloro- phyceae	Chryso- phyceae
Zeit- raum	Jul - Okt	Jul - Okt	Jun - Jul	divers	Jun - Jul	Apr - Okt
10	BV ≤1,5 = 1 1,5-5 = 2 >5-8 = 3 >8-15 = 4 >15 = 5				BV <0,2 = ≤ 2 0,2-0,5 = 3 >0,5 - 1 = 4 >1 = 5	DW >3% = 1 1-3 % = 2 < 1 % ≥ 3
13	BV ≤0,5 = 1 0,5–1,5 = 2 >1,5-3 = 3 >3-10 = 4 >10 = 5					DW >3% = 1 1-3% = 2 < 1% ≥ 3
11		BV ≤6 = 2 6-12 = 3 >12-25 = 4 >25 = 5	DW >10%= 1 7-10%= 2 <1,5-7%= 3 <1,5% = 4	Apr-Mai DW >60 % ≤ 2 45-60% = 3 <30-45% = 4 <30% = 5	BV <0,5 = wie Prederad. 0,5 - 3 = 4 >3 = 5	
12		BV <6 ≤ 2 6 -12 = 3 >12- 25 = 4 > 25 = 5		Jul-Aug DW >50 % ≤ 2 10-50% wie Predegrad. < 10% = 5	BV <2 = wie Prederad. >2 = 5	
14		BV <1,5 = 2 1,5 -5 = 3 >5 - 15 = 4 >15 = 5			BV <0,2 = ≤ 2 0,2 – 0,5 = wie Pegrad. >0,5 = 5	

7.3.2 Alpen- und Voralpen

Für das Phytoplankton der Alpen- und Voralpenseen konnte häufig der sehr gute Zustand vom guten Zustand abgegrenzt werden. In den als schlecht eingestuften Zustände, die durch Blaualgenblüten gekennzeichnet sind, werden andere Algengruppen verdrängt, die für schwächere Degradationen einen guten Zeigerwert haben. Für Blaualgenblüten wurde deshalb eine Sonderregel „Cyano“ aufgestellt: Liegen die Vegetationsmittel der Cyanobakterien

unterhalb von 4 mm³/l, kann mit der Einzelkenngröße „Chloro+Crypto“ bewertet werden, liegt er oberhalb, wird der Zustand „schlecht“ mit der numerischen Ziffer 5 bewertet, unabhängig davon, welche Werte die Chlorophyceae und Cryptophyceae annehmen (Tabelle 13).

Tabelle 13: Optimierte Einzelkenngrößen zum Anteil der „Algenklassen“ aufgeführt für die 4 Seentypen der Alpen und Voralpen (Zeilenüberschrift) und für die „Algenklassen“ (Spaltenüberschrift) mit Nennung des Auswahl-Zeitraumes. Die erste Zahl im Kriterium beschreibt das absolute Biovolumen (BV in mm³/l) oder den prozentualen Anteil (DW in %) der entsprechenden „Algenklasse“ am Gesamtbiovolumen und die zweite Zahl den indizierten Degradationszustand von 1 (sehr gut) nach 5 (schlecht).

Seentyp	Cyano- phyceae	Chloro+Crypto -phyceae	Dinophyceae	Chryso- phyceae	Bacillario- phyceae
Zeitraum :	Apr - Okt	Apr - Okt	Jun - Jul	Apr - Okt	divers
		Sonderregel Cyano Wenn Cyanobakterien <4mm ³ /l			
1	BV ≥ 4 = 5 sonst Chloro+Crypto	BV < 0,4 = 2 0,4-2,0 = 3 >2,0 = 4 Cyano > 4 = 5	DW > 15 % = 2 < 15 % = 3		DW Sept-Okt > 40 % = 1 15-40 % = 2 < 15 % = 3
2-3	BV ≥ 4 = 5 sonst Chloro+Crypto	BV < 0,1 = 1 0,1-0,4 = 2 0,4-0,7 = 3 >0,7 = 4 Cyano > 4 = 5			DW Jun - Jul > 50 % = 1 30-50 % = 2 20-30 % = 3 5 - 20 % = 4 < 5 % = 5
4	BV ≥ 4 = 5 sonst Chloro+Crypto	BV < 0,1 = 1 0,1-0,2 = 2 0,2-0,4 = 3 >0,4 = 4 Cyano > 4 = 5	DW > 10 % = 2 5 - 10 % = 3 < 5 % = 4	DW > 5 % = 2 2 - 5 % = 3 < 2 % = 4	DW Sept-Okt >40 % = 1 10-40 % wie M1 < 10 % = 4

8 Funktionelle Gruppen als potentielle Metrics

Durch Reynolds (1997) wurden 26 funktionelle Gruppen als Vegetationstypen des Phytoplanktons formuliert, die aus eigenen Studien an britischen Seen und aus der Literatur abgeleitet wurden. Arten, die für die Steuerfaktoren Licht, Nährstoffverfügbarkeit, pH-Wert, Sedimentationsverluste gekoppelt an Mixis und für Fraßdruck eine ähnliche Lebensformstrategie ausbilden, können als Gruppen bzw. Assoziationen zusammengefasst werden. Eine gleichsinnige Gruppierung von Arten wird für die Fische durch Gildenbildung vorgenommen (Dußling et al. 2005).

Je nach Art des limitierenden Faktors kann sich die bestmögliche Anpassung auch in Form eines bestimmten Morphotypus ausdrücken: Zum Beispiel als Picoplankton in tiefen geschichteten Seen unter den Faktoren Sedimentationsverlust plus Nährstoffmangel oder als Gallert-bildende Formen unter dem Faktor eines erhöhten Fraßdruckes. In diesem Fall kann eine bestimmte Algenassoziation auch mit Hilfe von charakteristischen Zell- oder Kolonieförmigkeiten beschrieben werden, was völlig unabhängig von systematischen Zuordnungen zu den „Algenklassen“ erfolgen kann.

Von allen bei Reynolds (1997, Reynolds et al. 2002) formulierten funktionellen Gruppen sind für die Bewertung nach WRRL nur solche relevant, die durch ihre Lebensweise einen engen Bezug zu einem Seetyp ausweisen und deren Verbreitungsoptimum zusätzlich innerhalb des Trophiespektrums entweder im oligotrophen oder mehr im eutrophen Bereich angesiedelt werden kann. Nur dann kann diese funktionelle Gruppe auch eine Indikatorfunktion für die Seebewertung besitzen.

Großvolumige, fraßresistente Algen, wie die Dinoflagellaten (*Peridinium* und *Ceratium*) können zum Beispiel sowohl in oligotrophen als auch in hoch eutrophen Seen das Gesamtbiovolumen prozentual dominieren (Järnefeld 1956; Naumann 1931). Demnach ist das Vorkommen dieser funktionellen Gruppe nicht gleichsinnig durch den Faktor Trophie gesteuert. In eutrophen Seen können Dinoflagellaten potentiell sehr hohe Biomassen bilden (eutraphentes Dinoflagellaten-Plankton Gruppe L_M nach Reynolds 1997), in anderen eutrophen Seen treten an ihre Stelle die fädigen Cyanobakterien (Gruppe S nach Reynolds 1997) sowie die aggregat-bildenden Cyanobakterien (*Microcystis* Gruppe M nach Reynolds 1997), die ebenfalls fraßresistent und durch Kolonie- bzw. Trichombildung großvolumig sind. Beiden „Algenklassen“ ist zudem gemeinsam, dass ein Großteil ihrer Arten zur vertikalen Einschichtung im Gewässer befähigt ist, wodurch sie Wasserschichten mit optimaler Licht- und Nährstoffversorgung aktiv aufsuchen können. Ein Zeigerwert kann für die funktionelle Gruppe „Großvolumige, fraßresistente Algen mit Vertikalwanderung“ für Dinoflagellaten plus Cyanobakterien auf der Ebene der „Algenklassen“ und mit Hilfe der spezifischen Biovolumina formuliert werden (s. Kap. 7.2.2). Der Dominanzfaktor (prozentualer Anteil am Gesamtbiovolumen) ist dafür weniger zur Bewertung geeignet, da beide „Algenklassen“ auch in oligotrophen und gering eutrophen Gewässern zu etwa einem Drittel dominant auftreten können.

Im Folgenden wurden 3 weitere Gruppen aus der Reynoldschen Phytoplanktonassoziation auf Indikatoreignung für die Seebewertung überprüft:

***μ*-Algen oder Picoplankton**

μ-Algen in oligotrophen Seen nach Brettum (1989) und oligotraphentes Picoplankton Gruppe Z nach Reynolds (1997). Nach Studien von Hepperle & Krienitz (2001) und Hepperle & Schlegel

(2002) weiß man, dass die bei Reynolds (1997) aufgeführten Taxa *Synechococcus* und *Chlorella minutissima* nur Sammeltaxa darstellen, in denen sich eine Vielzahl von Arten und „Algenklassen“ verbergen. Da diese Arten lichtmikroskopisch bei dem derzeitigen Stand der Routinezählung weder quantitativ erfasst, noch taxonomisch determiniert werden können, ist diese Gruppe für die Seebewertung nach WRRL derzeit nicht geeignet, obwohl ihre ökologische Bedeutung unbestritten ist.

Fädige Blaualgen

Fädige Blaualgen werden von Reynolds (1997) als funktionelle Gruppe in nährstoffreichen flachen Gewässern genannt. Sie können auf der Ebene „Ordnungen“ mittels der Cyanobakterien Oscillatoriales und Nostocales zusammengefasst werden: Gruppe S nach Reynolds (1997) und SN nach Padisák & Reynolds (1998) für N-fixierendes, filamentöses Blaualgenplankton (*Cylindrospermopsis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*). Durch diese taxonomische Trennung wird der Ausschluss der solitären (Picoplankton *Synechococcus* u.ä.) und koloniebildenden Chroococcales wie *Chroococcus* aber auch *Microcystis* von der funktionellen Gruppe „fädige Blaualgen“ erreicht.

Wie bereits schon durch Reynolds erkannt, können auch die Chroococcales in hoch eutrophierten Gewässern mit der Art *Microcystis* Algenblüten bilden, so dass sie eine ansteigende Zunahme in der Biomasse gemeinsam mit den fädigen Blaualgen aufweisen. Dies ist auch für den Projektdatensatz belegt, wo neben einer massiven Zunahme der fädigen Blaualgen (blaue Fläche, Abbildung 33) auch eine Zunahme der Chroococcales (graue Fläche) mit zunehmender Degradation und Gesamtbiovolumen zu verzeichnen ist. Nach diesen Befunden wurde entschieden, dass die fädigen Blaualgen nicht als funktionelle Gruppe gesondert von den anderen Cyanobakterien für die hier relevanten Betrachtungen im Trophiespektrum analysiert werden müssen, sondern gemeinsam mit den anderen Vertretern der Cyanobakterien in die „Algenklassen“-Auswertung eingehen.

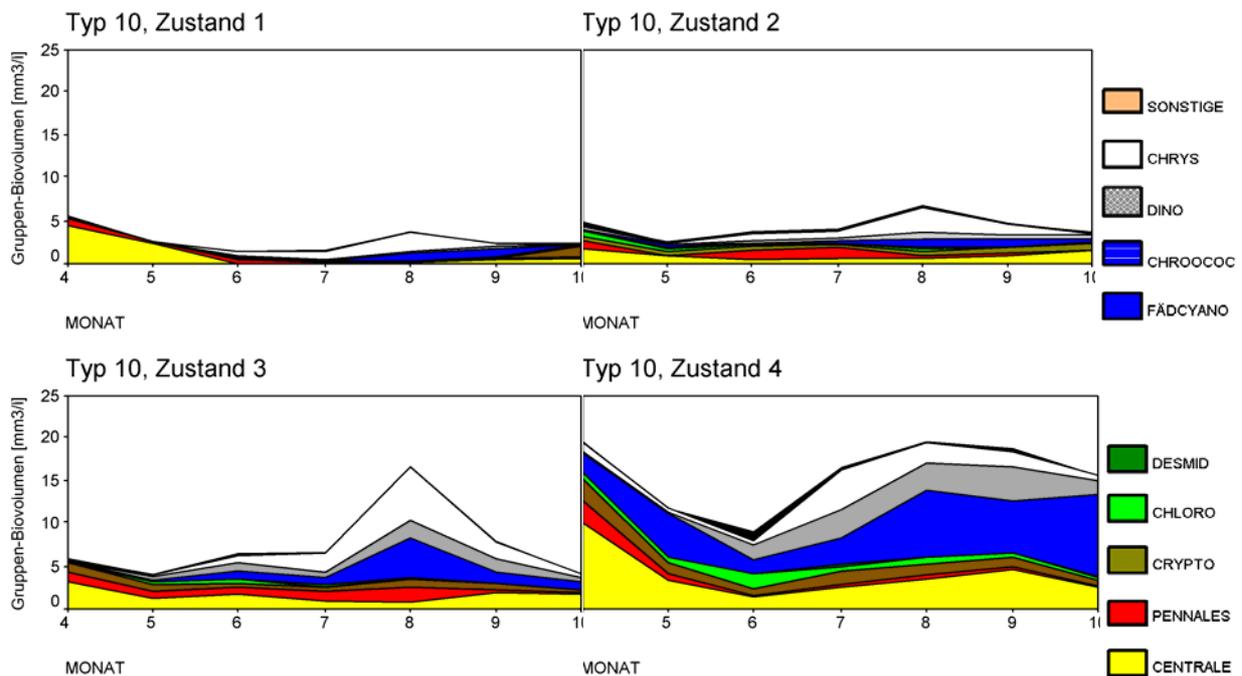


Abbildung 33: Mittlere Zunahme des kumulierten Biovolumens der „Algenklassen“ und – ordnungen im Seetyp geschichtete Seen mit $VQ > 1,5$ (Typ 10) mit zunehmender Degradation vom Zustand 1 (sehr gut) bis Zustand 4 (unbefriedigend) in den Untersuchungsmonaten April bis Oktober (x-Achse).

Große Gallert-bildende Algen, zumeist Chlorococcales

Hierbei handelt es sich um oligotrophes Chlorococcalen-Plankton der Gruppe F nach Reynolds (1997), und nach Naumann (1931) mit Gattungen wie *Sphaerocystis* und *Botryococcus*. Die Chlorococcales sind die dominante Ordnung der Chlorophyceae im Seenplankton. Nach den vorliegenden Auswertungen des Projektdatensatzes hinsichtlich der „Algenklassen“ treten sie nicht dominant und regelmäßig in Erscheinung. Zudem sind ihre absoluten Biovolumina in klaren unbelasteten Seen sehr gering, während sie als Gruppe in den belasteten Seen weitaus höhere Algenbiomassen bilden. Eine Zeigerfunktion konnte ausschließlich auf der Ebene der Artenzusammensetzung ermittelt werden (z.B. *Botryococcus*), während andere Taxa dieser funktionellen Gruppe sich auch tolerant in stärker belasteten Gewässern zeigten (*Sphaerocystis*).

Damit hat sich der Indikationswert von funktionellen Gruppen, die durch die Literatur vordefiniert wurden, als insgesamt gering erwiesen. Dies ist nicht weiter erstaunlich, da diese funktionellen Gruppen zumeist durch ein Gefüge an ökologisch relevanten Steuerfaktoren definiert wurden, während hier die Verteilung überwiegend entlang eines phosphor-determinierten Trophiespektrums von Interesse ist. Durch die seegruppen-spezifische Zuordnung von Optimumsbereichen innerhalb des in 10 Stufen gestreckten Trophiespektrums für eine große Zahl von Indikatorarten besteht nun jedoch die Möglichkeit, eigene funktionellen Artengruppen auf einer großen Datenbasis zu definieren und deren Vorhersagewert im Praxistest zu überprüfen.

9 Herleitung eines Metrics zur Trophie-Indikation anhand der Artenzusammensetzung

9.1 Ermittlung von aussagekräftigen Kenngrößen im Vorfeld der Auswertung

9.1.1 Problemstellung

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons in Seen wird wesentlich durch trophisch wirksame Parameter gesteuert. Einige Autoren (Andersen et al. 1993, Schönfelder 2004a) ermittelten, dass insbesondere die Parameter Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor Schlüsselgrößen darstellen. Brettum (1989) unterlegte verschiedene Kenngrößen u.a. Gesamtbiovolumen, Gesamtphosphor und pH-Wert mit Verteilungskurven von Phytoplanktontaxa. In der Seen-Datenbank ist der Parameter Gesamtstickstoff aufgrund der deutschlandweiten Datenverfügbarkeit nicht erfasst worden. Die Kenngröße Gesamtphosphor liegt für knapp 70 % der qualifizierten Phytoplankton-Probennahmen vor.

Es wurde geprüft, ob zusätzlich zum Gesamtphosphor der LAWA-Index nach LAWA (1999) ebenfalls als "artenrelevante" Orientierungsgröße dienen kann. Dieser integriert als transformierter Summenparameter die vier Kenngrößen Gesamtphosphor-Konzentration während der Frühjahrszirkulation sowie Chlorophyll a, Gesamtphosphor und Sichttiefe im Mittel über die Vegetationsperiode (Zeitraum der Sommerstagnation bzw. in polymiktischen Seen von Mai bis einschl. September). Bei Fehlen einzelner Messungen z.B. der Sichttiefe könnten dennoch LAWA-Indices berechnet werden, welche dann als Trophie-Orientierungsgröße für die Phytoplanktonbefunde zur Verfügung stünden.

Des Weiteren ist die Wahl einer geeigneten Abundanz-Kenngröße für die Erfassbarkeit der Verteilungsmuster der Taxa relevant. Hierzu wurden ebenfalls Analysen durchgeführt.

9.1.2 Eignung der Kenngröße Gesamtphosphor als "Trophiegradient"

Die Beziehung zwischen Gesamtphosphor (TP) und der Biomassekenngröße Biovolumen (jeweils Mittelwerte der Vegetationsperiode) verändert sich über die Skala des TP-Spektrums auffallend. Während bis zu TP-Konzentrationen von etwa 150 µg/l eine deutlich positive Korrelation zur Phytoplanktonbiomasse besteht, zeigt sich bei weiter ansteigenden TP-Konzentrationen eher ein Rückgang.

Tests mit dem Rangkorrelationsverfahren nach Spearman ergaben hinsichtlich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und der Biomassekenngröße Chlorophyll a-Konzentration die in Tabelle 14 dargestellten Abhängigkeiten. Es zeigt sich, dass bis zu Werten von etwa 100-150 µg/l eine gute positive Korrelation zwischen den beiden Größen besteht. Bei höheren TP-Werten ergibt sich dagegen eine negative Korrelation. Diese unterschreitet oberhalb von 110 µg/l die Signifikanzschwelle von 0,05 und ist oberhalb von 170 µg/l hoch signifikant.

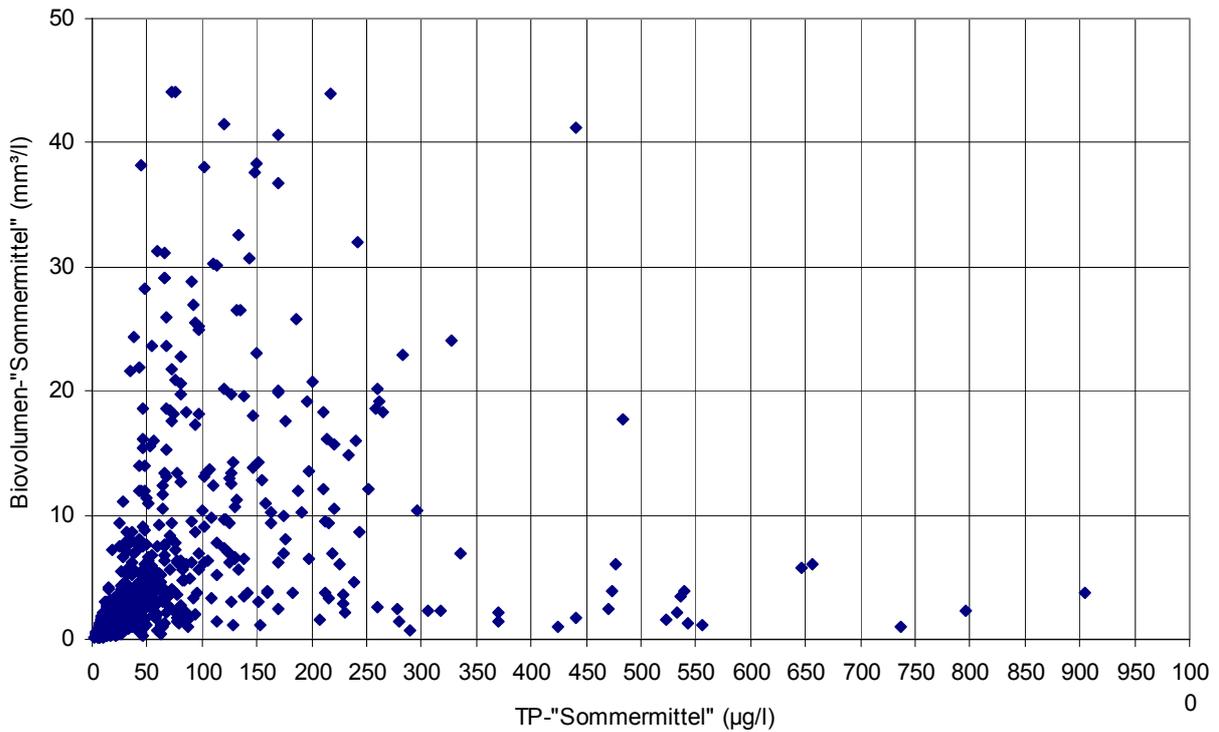


Abbildung 34: Beziehung zwischen Gesamtphosphor-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) und Gesamtbiovolumen (mm^3/l) mit Mittelwerten der Vegetationsperiode. $n=779$. AVA und TL.

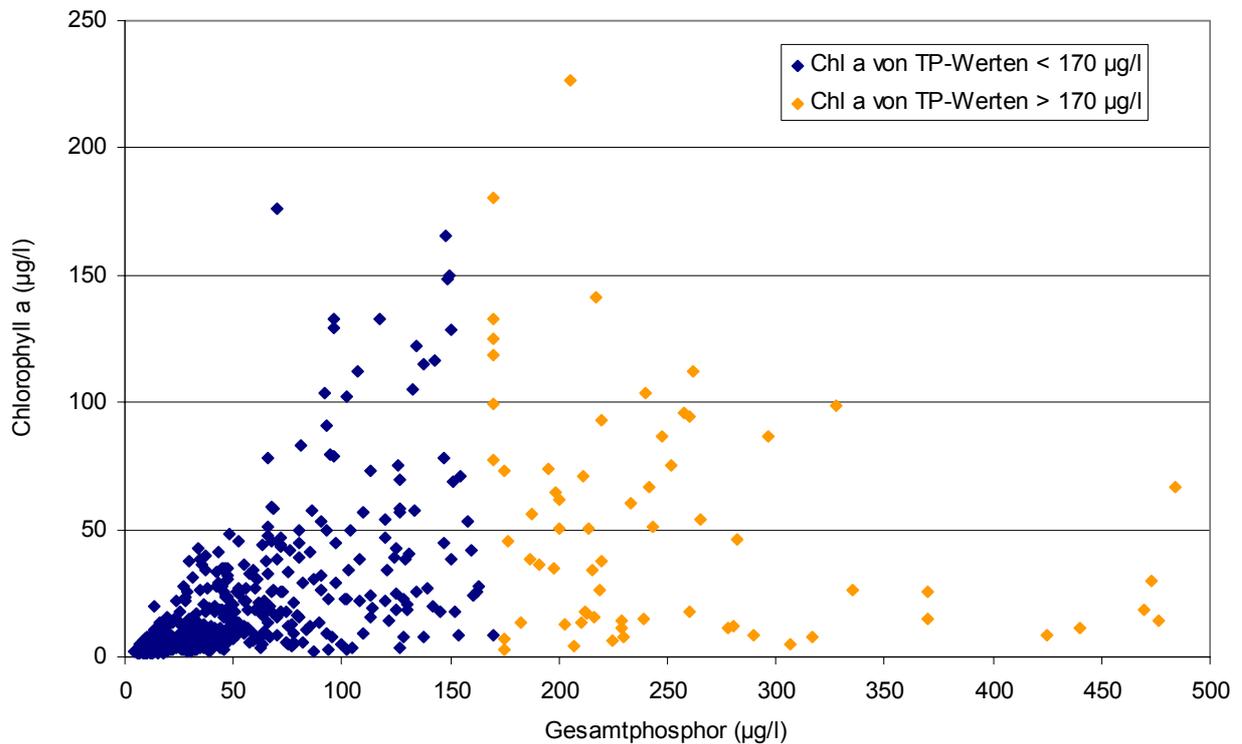


Abbildung 35: Beziehung zwischen Gesamtphosphor- ($\mu\text{g/l}$) und Chlorophyll a-Konzentration (mm^3/l) mit jeweils Mittelwerten in der Vegetationsperiode. AVA und TL. $n=552$.

Der Koeffizient von $r=-0,31$ (Tabelle 14) weist auf eine geringe aber bestehende negative Korrelation hin. Dieser ist eine besondere Bedeutung beizumessen, da im Gesamtphosphor der in der Algenbiomasse gebundene Phosphor ebenfalls analysiert wird und somit eine positive

Autokorrelation zu den Biomasseparametern besteht, welche der beobachteten negativen Beziehung entgegen wirkt. Die beschriebenen Zusammenhänge zwischen Gesamtphosphor und Chlorophyll a können in der Abbildung 35 grafisch nachvollzogen werden.

Tabelle 14: SPEARMAN-Rangkorrelations-Koeffizienten zwischen den Trophieparametern Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration. Auswertung auf Basis von Seenjahren bzw. Mittelwerten in der Vegetationsperiode.

Trophie-Kenngröße	für alle TP-Werte	für TP-Werte unter 170 µg/l	für TP-Werte über 170 µg/l
Spearman-Rangkorrelation r zwischen TP-"Sommermittel" u. Chlorophyll a-"Sommermittel"	0,68	0,702	-0,31
	Sign. 0,000 (n = 522)	Sign. 0,000 (n = 473)	Sign. 0,005 (n = 79)

Fazit: Die Kenngröße Gesamtphosphor kann in der vorliegenden Datenbank nur bis zu einem Wert von rund 150 µg/l zu einer zuverlässigen Einschätzung der Trophie in Seen herangezogen werden. Über diesem Wert würde eine isolierte Betrachtung des TP zu einer Überschätzung der Trophie führen. Etwa 20 % der Seenjahre in der Datenbank können deshalb mit der Größe TP nur unzureichend in ihrer trophischen Situation beschrieben werden. Bei einem TP-Sommermittelwert von 150-170 µg/l werden Chlorophyll a-Mittelwerte von 9-180 µg/l realisiert. Dies entspricht einer Trophiespanne nach LAWA (1998) von stark mesotroph bis hypertroph. Allerdings ist möglich, dass der TP in hohen Konzentrationen zwar keine Aussage über die tatsächliche Trophie zulässt, aber dennoch für die Artenzusammensetzung steuernd wirkt. In diesem Falle wäre die Eignung als Schlüsselgröße für die vorliegende Fragestellung im gesamten Trophiespektrum wieder gegeben.

Die Seen mit hohen TP-Konzentrationen sind sowohl geschichtet als auch polymiktisch und liegen ausnahmslos in der Ökoregion Tiefland und bleiben in ihrer Biomasse vermutlich u.a. aufgrund intensivem Zooplanktongrazings (z.B. Kummerower See), einer Lichtlimitierung oder einer Stickstofflimitierung der Primärproduktion (z.B. Schweriner See) hinter den Erwartungen zurück (vgl. Nixdorf et al. 2003).

9.1.3 Auswahl von relevanten Trophie- und Abundanz-Kenngrößen zur Unterlegung der Taxonverteilungen im Trophiespektrum

Als die Trophie beschreibende Umweltvariablen kommen die Trophie-Kenngrößen Gesamtphosphor (TP), Sichttiefe (SD), Chlorophyll a (Chl a) oder das Gesamtbiovolumen in Frage, welche in der Datenbank gezielt erfasst wurden. Diese können jeweils als Wert pro Termin/Probe, als Jahresmittelwert oder als Mittelwert der Vegetationsperiode verwendet werden. Des Weiteren eignet sich der LAWA-Index als Jahreswert und transformierte Summenkenngröße der Parameter Sichttiefe, TP und Chlorophyll a.

Die Abundanz einer Art kann ebenfalls mit verschiedenen Abundanzkenngrößen charakterisiert werden: Als absolutes Biovolumen pro Probe oder als relatives Biovolumen pro Gesamtbiovolumen der Probe (= Dominanz). Diese Größen können zur besseren Darstellung zusätzlich

transformiert werden. Hierbei ist z.B. eine Wurzeltransformation der Dominanzen oder eine logarithmische Transformation der Biovolumina denkbar. Brettum (1989) z.B. verwendet die Kombination aus der Stetigkeit – eine oft verwendete Kenngröße zur Beschreibung von Speziesverteilungen in Stichproben – und der Dominanz.

In umfangreichen Tests wurden sowohl die relevantesten Umweltvariablen als auch eine aussagekräftige und verständliche Abundanzkenngröße gesucht. Zusammenfassend waren die folgenden Kenngrößen für die weiteren Datenanalysen besonders geeignet:

- Grafische Betrachtungen der Verteilung von Phytoplanktontaxa im trophischen Spektrums zeigten, dass sowohl die "Jahreskennzahl" LAWA-Index als auch die TP-Konzentration am Probenahmetag sowie das TP-Vegetationsmittel besonders geeignet sind, trophische Vorkommensschwerpunkte von Taxa abzubilden. Hierbei wurden die TP-Werte logarithmisch transformiert, angelehnt an die Transformation in LAWA (1999). Diese Werte liegen wie der LAWA-Index zwischen 1 und 5.
- Aus Korrelationsbetrachtungen kann ebenfalls abgeleitet werden, dass die Verwendung des LAWA-Index als Orientierungsgröße zur Ermittlung von Indikatorarten eine vertretbare Alternative oder Zusatzinformation zu der nachweislich relevanten Größe des Gesamtphosphors darstellt.
- Als Abundanzkenngröße soll einerseits die in Brettum verwendete "Wahrscheinlichkeit p" (=Dominanz*Stetigkeit, jeweils in % und mit der Quadratwurzel transformiert) herangezogen werden. Andererseits stellte sich die ebenfalls mit der Quadratwurzel transformierte Dominanz in % als verständliche und gut darstellbare Kenngröße dar.

9.1.4 Modifikation der Trophie-Kenngrößen LAWA-Index und TP-Konzentration

Modifikation des LAWA-Index' zur Trophie-Orientierungsgröße Index-trans:

Der Verwendung des LAWA-Index als Trophie-Orientierungsgröße liegt die Idee zugrunde, einen bereits bestehenden und größtenteils bewährten Index zu verwenden und diesen als transformierte Summenkenngröße zur Aggregation der Einzelparameter TP, SD und Chl a anzusehen. In Konsequenz dieser Überlegung ist es sinnvoll, die Indexzuweisung bei geschichteten und ungeschichteten Seen nach einer einheitlichen Tabelle bzw. Transformation durchzuführen. Das hat den Vorteil, dass alle Phytoplanktonbefunde von geschichteten und ungeschichteten Seen mit einer einheitlichen Orientierungsgröße beschrieben und miteinander verglichen werden können. Hierzu wurden alle ungeschichteten Seen wie geschichtete Seen behandelt und nach LAWA (1999) entsprechend den Transformationstabellen für geschichtete Seen bewertet. Der auf diese Weise abweichend berechnete "LAWA-Index" wurde für alle Seen als Index-trans bezeichnet und in der Datenbank als eigene Größe behandelt.

Für die Seenjahre, zu welchen von den Landesämtern die LAWA-Trophieklasse nur in verbaler Form vorlag, wurden die Indices als Dezimalwert nachberechnet. Lagen z.B. nur Gesamtphosphor und Sichttiefe vor, wurde dennoch ein Index-trans mit den beiden vorhandenen Parametern errechnet. In wenigen Fällen lagen überhaupt keine Trophiedaten zur Errechnung des Index' vor. Hier wurde der anhand dessen Regressionsbeziehung (ökoregionsspezifisch) zum Gesamtbiovolumen im Vegetationsmittel (März-Oktober) ergänzt und ggf. mit Daten benachbarter Untersuchungsjahre abgeglichen bzw. interpoliert (Abbildung 36). Die so ermittelten Werte des Index-trans wurden nochmals gesondert gekennzeichnet und einer

strengen Plausibilitätsprüfung unterzogen.

Die im vorliegenden Bewertungsansatz entwickelte Trophie-Orientierungsgröße Index-trans (= "Indizientrophiekenngroße" s. Kap. 4.1) stellt demnach einen aus verschiedenen Trophieparametern aggregierten Wert dar. Ziel war, möglichst vielen Phytoplanktonbefunden eine Trophiekenngroße gegenüber zu stellen, um die Präferenzen der Taxa zu ermitteln.

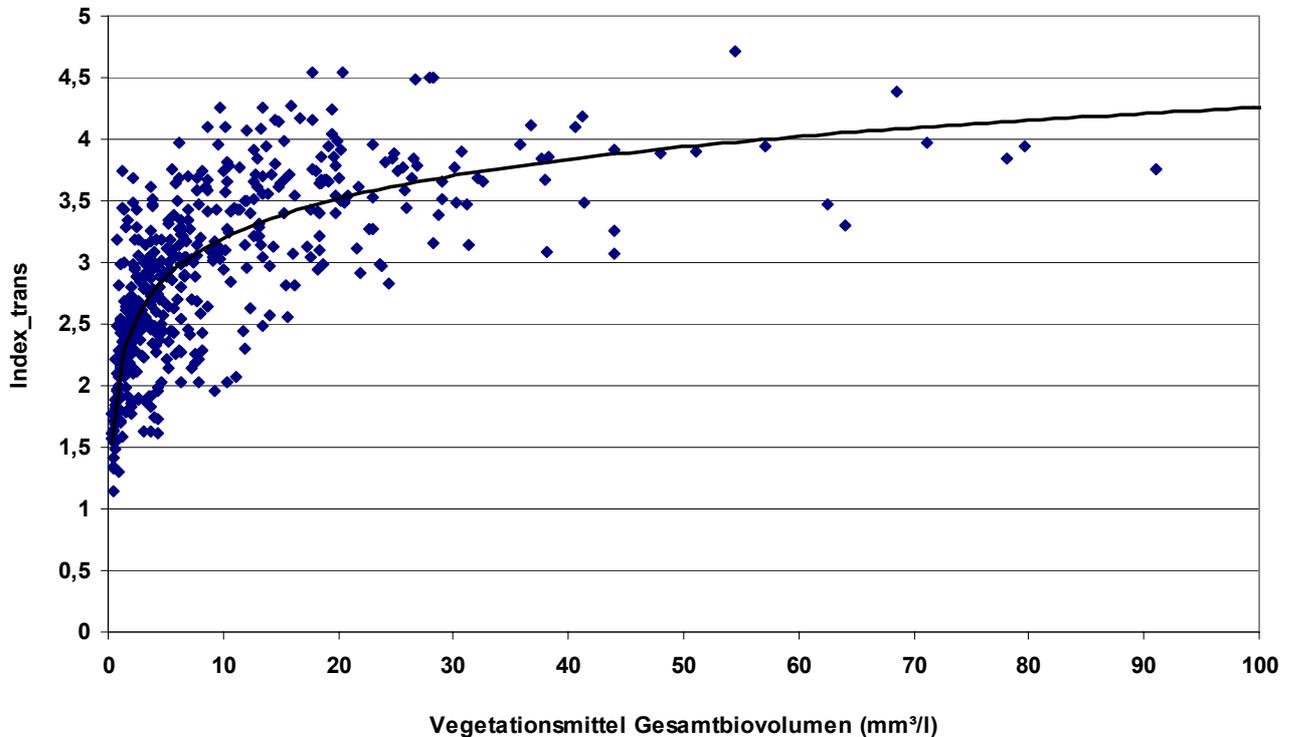


Abbildung 36: Beziehung zwischen LAWA-Index (LAWA 1999) und Gesamtbiovolumen der Proben eines Seenjahren im Vegetationsmittel von März bis Oktober. Datenauszug Seenjähre des Tieflands, n=474.

Transformation der TP-Werte zu den Trophie-Orientierungsgrößen TP-Index/Probe und VegTP-Index:

Die TP-Konzentrationen wurden mit einer logarithmischen (ln) Transformation an die Dimension des LAWA-Index angepasst. Hieraus ergab sich ein Wertebereich des TP-Index von 0,5 bis 5,0. Die verwendete Transformation entspricht im wesentlichen der von der LAWA (1999) verwendeten Anpassung für geschichtete Seen, endet jedoch nicht bei dem Index 4,5 sondern ordnet TP-Konzentrationen über 500 µg/L weitere Indexgrößen bis 5,0 zu. Diese Transformation wurde sowohl für die Einzelwerte pro Probe als auch für die Mittelwerte in der Vegetationsperiode angewandt. Hieraus ergaben sich die Kenngrößen mit der Bezeichnung TP-Index/Probe und VegTP-Index.

9.2 Beschreibung der Kalibrierungsdatensätze zur Ermittlung trophieanzeigender Indikatorarten

9.2.1 Umfang und Auswahlkriterien

Um keine Überrepräsentation von Langzeituntersuchungen in den Datensätzen und dementsprechende Artefakte in der Auswertung zu erhalten, mussten sogenannte Kalibrierungsdatensätze aus der Datenbank gefiltert werden. Die Grundlage bildete die Phytoplankton-Datenbank der qualifizierten Datensätze - Seenjahren mit mindestens vier Probennahmeterminen und mehr als 20 gefundenen Taxa pro See und Jahr (vgl. Kap. 3.3). In den Ökoregionen TL (Norddeutsches Tiefland) und AVA (Alpen und Voralpen) wurden repräsentative Seenjahren ausgewählt: Aus den Langzeitdatensätzen maximal zwei Seenjahren pro See - zeitlich möglichst weit auseinanderliegend, bei wechselnder Trophielage eines Sees waren drei Jahresgänge pro See maximal möglich. Jedes Seenjahr war durch maximal 12 Termine repräsentiert. Waren in den ausgewählten Seenjahren eines Sees nur wenige Probetermine (< 6) vorhanden, wurde - falls verfügbar - ein weiteres Seenjahr für diesen See hinzugenommen.

Die daraus resultierende Datenbasis (s. Tabelle 15):

- Alpen- und Voralpenregion: 1.013 Probetermine (19.882 Taxonbefunde) in 113 Seenjahren/Jahresgängen und 51 Seen
- Tiefland: 1.860 Probetermine (34.361 Taxonbefunde) in 301 Seenjahren/Jahresgängen und 231 Seen

Tabelle 15: Verteilung der Probetermine, Seen und Seenjahren auf die Seentypen in den Kalibrationsdatensätzen der Ökoregionen Tiefland und Alpen/Voralpen.

Ökoregion Alpen und Voralpen				Ökoregion Tiefland			
Seentyp nach Mathes et al. (2002)	Anzahl Probetermine	Anzahl Seen	Anzahl Seenjahren	Seentyp nach Mathes et al. (2002)	Anzahl Probetermine	Anzahl Seen	Anzahl Seenjahren
				(6*)	12	1	1
1	114	5	11	10	461	72	89
2	151	11	16	11	460	67	82
3	175	9	18	12	245	23	31
4	573	26	68	13	560	57	80
				14	122	11	18
Summe	1.013	51	113	Summe	1.860	231	301

Typ 6*: ist lediglich durch den Süßen See (Sachsen-Anhalt) vertreten, welcher in seiner Biozönose den Tieflandseen sehr ähnelt und deshalb vorerst gemeinsam mit diesen behandelt wird, ähnlichster Typ des Tieflands ist Typ 11.

9.2.2 Verteilung im Trophiespektrum und zu erwartende Stichprobeneffekte

Die Anzahl der Seenjahren sowie deren Verteilung im Trophiespektrum (Index-trans) sind für die einzelnen Seentypen sehr divers (Abbildung 37, Tabelle 16). Durch die gemeinsame Behandlung einiger Seentypen (vgl. Kap. 5.2) wird die Ungleichverteilung insbesondere der Mangel an

Seen und Jahrgängen in den Extrembereichen oligo- und hypertroph etwas gemildert.

Aus der Verteilung der Trophiezustände (Index-trans) der Seenjahre in den Kalibrierungsdatensätzen (Tabelle 15, Abbildung 37 und Abbildung 38) ergeben sich zusammengefasst folgende Probleme bei der Auswertung:

- Nicht in allen Seentypen sind auch alle Trophiezustände vertreten. Meist fehlen sehr oligotrophe und poly-/hypertrophe Seen. Im Alpenseentypus (Typ 4) sind selbst eutrophe Seen/Seenjahre bereits selten.
- Die Datensätze der Alpen und Voralpen besitzen ihren mengenmäßigen Schwerpunkt im mesotrophen Bereich zwischen Index 1,5 und 2,5, im Tiefland liegen die Schwerpunkte z.T. noch im mesotrophen (v.a. Typ 13) und im stark eu- bis polytrophen Bereich (v.a. Typ 11 und 12).

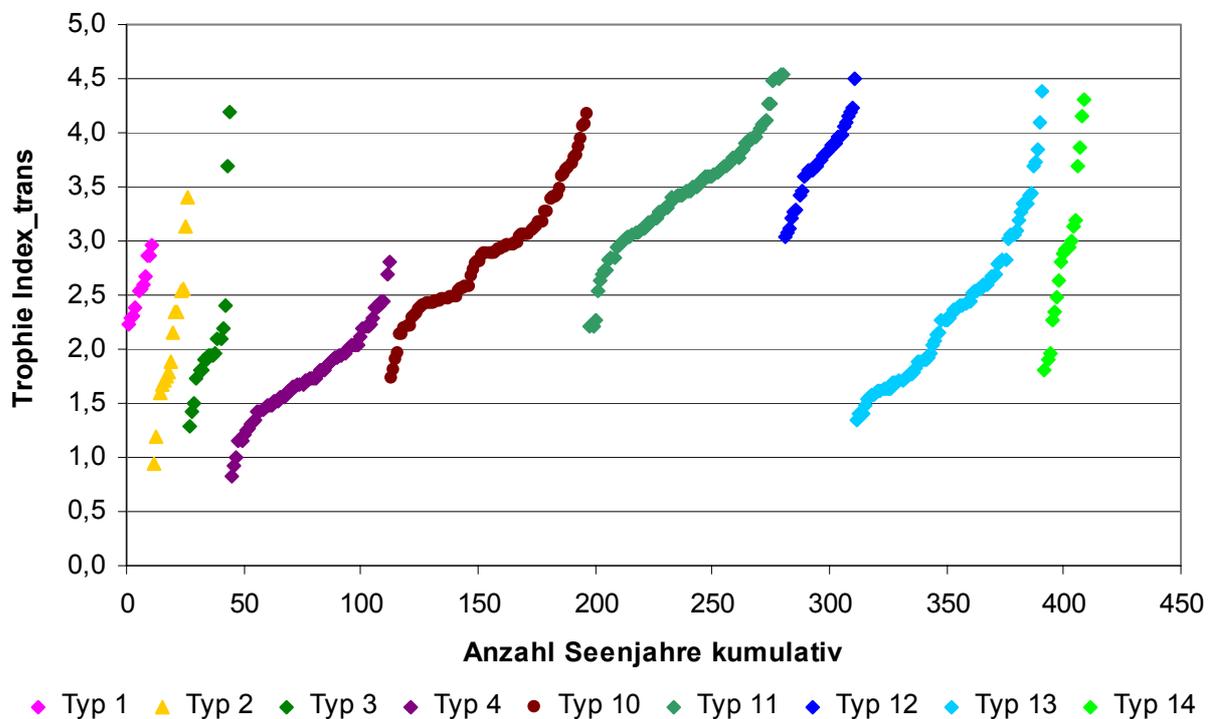


Abbildung 37: Seenjahre der Kalibrationsdatensätze in kumulativer Darstellung, deren Trophielage (Index-trans) und Verteilung auf die Seentypen.

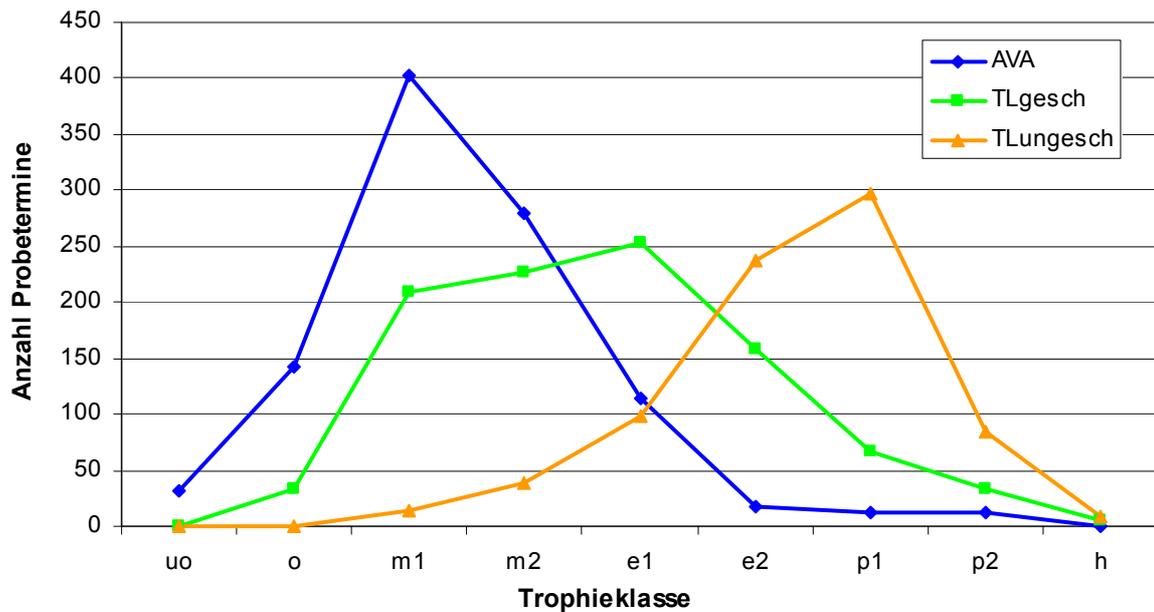


Abbildung 38: Verteilung der Anzahl der Probestermine der Kalibrationsdatensätze auf die Trophieklassen gebildet nach Index-trans bzw. LAWA (1999).

- Die größten Trophie-Spannweiten werden in den Seentypen 3, 10 und 13 erreicht. Im Typ 3 entsteht die große Spannweite durch den Wesslinger See, welcher im AVA-Datensatz die höchste Trophie besitzt. Gemessen an der Anzahl der Seen und Jahressgänge weist der Alpensee Typ 4 die geringste Variation der Trophie auf.
- Hinsichtlich der Auswertung zur Ermittlung von Trophie-Indikatorarten ist zu beachten, dass sich die Trophieschwerpunkte der Datensätze auf die Verteilungsmuster der Taxa erheblich niederschlagen können (Verteilung s. Abbildung 38). Es findet eine Konzentrierung der Vorkommen in den am häufigsten repräsentierten Trophiebereichen statt, weil dort die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art zunächst am höchsten ist. Wenn Taxa definitiv vom Stichprobenschwerpunkt abweichende Optimumsbereiche der Trophie besitzen, kann man von einem echten Trophieschwerpunkt ausgehen. Man muss jedoch ebenfalls davon ausgehen, dass es Taxa gibt, die genau den Trophiestatus des Stichprobenschwerpunkts als Präferenzbereich besitzen. Für dieses "Stichprobenproblem" ist also keine einheitliche Lösungsmöglichkeit gegeben.
- Der Trophie-Mittelwert (=gewichteter Mittelwert) des Datensatzes Alpen und Voralpen liegt bei einem Index-trans von 1,93, in den geschichteten Seen des Tieflandes bei 2,57 und in den polymiktischen Seen bei 3,43. Bei der Ermittlung der Taxonpräferenzen findet eine Zentrierung um die Trophie-Mittelwerte der Datensätze statt.

Tabelle 16: Wertebereiche und Spannweite des Index-trans in den Seentypen nach Mathes et al. (2002) sowie Verteilung der Seentypen in den Kalibrationsdatensätzen.

Ökoregion Alpen und Voralpen				Ökoregion Tiefland			
Seentyp nach Mathes et al. (2002)	Bereich Index-trans	Spannweite des Index-trans	Anzahl Seenjahre	Seentyp nach Mathes et al. (2002)	Bereich Index-trans	Spannweite des Index-trans	Anzahl Seenjahre
				(6*)	3,41		1
1	2,23-2,97	0,74	11	10	1,73-4,71	2,98	89
2	0,95-3,40	2,45	16	11	2,22-4,54	2,32	82
3	1,28-4,20	2,92	18	12	3,03-4,50	1,47	31
4	0,83-2,80	1,97	68	13	1,34-4,38	3,04	80
				14	1,80-4,30	2,50	18

Typ 6*: ist in der Datenbank bisher lediglich durch den Süßen See (Sachsen-Anhalt) vertreten, welcher in seiner Biozönose den Tieflandseen ähnelt und deshalb gemeinsam mit diesen behandelt wird, ähnlichster Typ des Tieflands ist Typ 11.

9.3 Ermittlung von Trophie anzeigenden Taxa im Phytoplankton von Seen

Die Ermittlung von Indikatorarten im Phytoplankton - differenziert nach Ökoregion sowie im Tiefland zusätzlich nach Schichtungsverhalten der Seen – erfolgte in verschiedenen Schritten: Einerseits (1. bis 3. Schritt) anhand von aussagekräftigen Abbildungen in Form von Taxonsteckbriefen (Bsp. s. Abbildung 39). Die Abbildungen beruhen auf der Verwendung von unterschiedlichen Kenngrößen für die Abundanz der Taxa und für das Trophiespektrum. Andererseits wurde in zwei weiteren Schritten (4. und 5. Schritt) Verfahren angewandt, um die oben ermittelten Punkteverteilungen und Trophieschwerpunkte zu validieren und anzupassen. In einem letzten Schritt (6. Schritt) wurde den gefundenen Indikatorarten ein Prädikat für die bisher beobachtete "Zuverlässigkeit" verliehen.

1. Schritt: Verwendung einer von Brettum (1989) entwickelten Abundanzkenngröße:

Berechnung der Wahrscheinlichkeit p_i , eine bestimmte Art innerhalb einer Trophiestufe i anzutreffen. Diese errechnet sich wie folgt:

$$\text{Brettum-}p_i (\%) = \text{Stetigkeit/Präsenz} (\%) * \text{Dominanz} (\%) = (n_i/N_i)*100 * (v_i/V_i)*100$$

i = Trophiestufe

n_i = Vorkommen (ja/nein) bzw. Anzahl der "Probenfunde" einer Art in der Gesamtheit der Proben einer Trophiestufe i

N_i = Gesamtzahl der Proben in der Trophiestufe i

v_i = Biovolumen einer Art in einer Probe

V_i = Gesamtbiovolumen der Probe

Für jeden Taxonbefund wird die Dominanz/Probe berechnet und mit der Stetigkeit des Taxons innerhalb der "Probengruppe in der Trophiestufe i " multipliziert. Diese "Brettum-Wahrscheinlichkeiten" (p_i) werden mit der Quadratwurzel transformiert und grafisch für jedes Taxon auf das Trophiespektrum aufgetragen (s. Abbildung 39 links unten). Aus der Abbildung ergibt sich sofort ein Eindruck über die Verteilung des Taxons im Trophiegradienten.

Das Trophiespektrum wird durch den Index-trans (Erläuterung des Index-trans in Kap. 9.1.4) bzw. daraus abgeleitete Trophieklassen dargestellt. Zur Bildung dieser Trophieklassen i wurde

der Index-trans in zehn Klassenstufen eingeteilt. Die Klassengrenzen und Bezeichnungen sind im wesentlichen an das LAWA-Bewertungsverfahren (1999) angelehnt.

Tabelle 17: Unterschiedliche Lage der Trophieklassen in den Ökoregionen für das Verfahren zum Auffinden von Trophie indizierenden Phytoplanktontaxa in Seen.

Trophieklasse	LAWA-Index	Trophie nach LAWA verbal	LAWA-Index	Trophie nach LAWA verbal
	Einteilung Alpen und Voralpen		Einteilung Tiefland	
1	< 1,0	ultraoligotroph	< 1,5	oligotroph
2	1-1,5	oligotroph	1,5-2,0	mesotroph 1
3	1,5-1,75	mesotroph 1	2,0-2,5	mesotroph 2
4	1,75-2,0	mesotroph 2	2,5-3,0	eutroph 1
5	2,0-2,25	mesotroph 3	3,0-3,25	eutroph 2/1
6	2,25-2,5	mesotroph 4	3,25-3,5	eutroph 2/2
7	2,5-2,75	eutroph 1/1	3,5-3,75	polytroph 1
8	2,75-3,0	eutroph 1/2	3,75-4,0	polytroph 2
9	3,0-3,5	eutroph 2	4,0-4,5	polytroph 2
10	> 3,5	poly/hypertroph	> 4,5	hypertroph

Den Proben eines Seenjahrens wird die für dieses Jahr ermittelte Trophieklasse zugeordnet. Jeder Taxonbefund wird demnach dem trophischen Jahresgeschehen gegenübergestellt. Die Einteilung der Trophieklassen wurden an die jeweiligen Datensätze der Ökoregionen angepasst: In der Ökoregion Alpen- und Voralpen (AVA) fand eine größere Differenzierung des mesotrophen und in der Region Tiefland (TL) des eutrophen bis polytrophen Bereichs statt (s. Tabelle 17). Die höhere Auflösung der Trophieklassen ist notwendig, da z.B. für viele Seen der Alpenregion eine starke Mesotrophie vom schwach mesotrophen Zustand differenzierbar sein sollte. Analoges gilt für die Differenzierung im eu- bis polytrophen Bereich bei den Tieflandseen.

Eine Klassierung der Umweltvariable Index-trans musste speziell für die Anwendung des Brettum-Verfahrens und hier für die Ermittlung der Stetigkeit vorgenommen werden.

2. Schritt: Verwendung weiterer Trophie-Kalibrierungskenngrößen

Für die Steckbriefe wurden für jedes Taxon zwei weitere Abbildungen angefertigt, welche die transformierte Dominanz der Taxa im Trophiespektrum darstellen. Das Trophiespektrum wurde einerseits durch die in Trophieklassen eingeteilte Trophiekenngröße Index-trans und andererseits durch die Kenngröße TP-Index/Probe (Erläuterung in Kap. 9.1.4) dargestellt. Durch die wiederholte Verwendung der Trophieklassen (Tabelle 17) entsteht eine gute Vergleichbarkeit mit der Abbildung der Brettum-Wahrscheinlichkeiten.

Diese beiden Abbildungen enthalten im Gegensatz zur Abbildung der Brettum-Wahrscheinlichkeiten nur die Maximalwerte der Dominanzen in den jeweiligen Seenjahren, um keinen verfälschten Eindruck über die Präsenz einer Art im gesamten Spektrum der Seen zu erhalten.

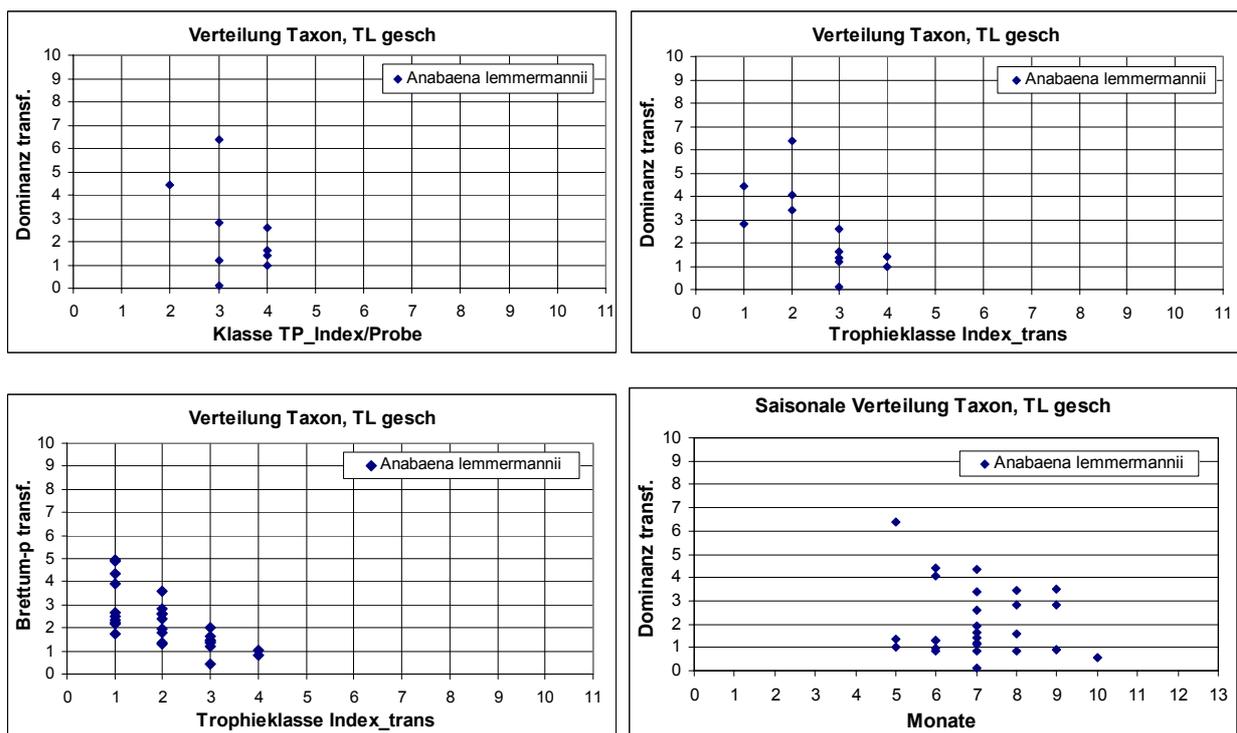
Für die Abbildung "Brettum-p" (in Abbildung 39 links unten) sind dagegen gemäß Verfahren nach Brettum (1989) alle Befunde eines Seenjehres dargestellt, d.h. bei mehreren Befunden der Art im Jahr liegen die Datenpunkte in einer Reihe übereinander.

Die Abbildung zum saisonalen Vorkommen des Taxons (Abbildung 39 rechts unten) enthält sinnvollerweise wieder alle Befunde der Seenjehre.

3. Schritt: Punktevergabe zur Beschreibung der Trophiepräferenz anhand der Taxonsteckbriefe

Für jedes Taxon wurden nach obiger Beschreibung steckbriefartig drei Abbildungen zur Trophiepräferenz sowie eine Abbildung zur Saisonalität des Vorkommens für jede Ökoregion bzw. Schichtungstypgruppe zusammengestellt (s. Abbildung 39), anhand derer dann die Punktevergabe erfolgte.

Jedes Taxon, welches eine charakteristische Verteilung im Trophiespektrum aufwies, wurde in die Indikatorliste der betreffenden Seengruppe aufgenommen. Die Trophiepräferenz der Indikatoren wurde durch die Vergabe von 20 Punkten in den zehn Trophieklassen ausgedrückt. Die Verteilung der Punkte erfolgte nicht mathematisch, sondern durch einen Vergabemodus, welcher sich an den Abbildungen des Taxonsteckbriefs und an den gesamtdeutschen Taxon-Verteilungen im Trophiespektrum (z.B. Abbildung 40) orientierte.



Trophieklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Bezeichnung in Anlehnung an LAWA (1999)	o	m1	m2	e1	e2/1	e2/2	p1/1	p1/2	p2	h
<i>Anabaena lemmermannii</i>	6	5	4	4	1					

Abbildung 39: Beispiel für Taxonsteckbrief und Punkteverteilung für die Phytoplanktontaxa im Trophiespektrum (Trophieklassen modifiziert nach LAWA 1999) der geschichteten Seen des Tieflandes.

4. Schritt: Validierung der Punkteverteilung mit Abbildungen der Taxavorkommen im kontinuierlichen Trophiespektrum für beide Ökoregionen

Für alle potentiellen Indikator taxa wurden nochmals zwei Abbildungen erstellt, welche die transformierte Dominanz der Taxa in einem kontinuierlichen Trophiespektrum und für die drei Kalibrierungsdatensätze gleichzeitig darstellen (Bsp. Abbildung 40). Die Kenngrößen für das Trophiespektrum waren der Index-trans und der VegTP-Index. Das wiederholte Hinzuziehen einer TP-Kenngröße soll verhindern, dass Präferenzen der Taxa übersehen werden, welche ggf. nur bei isolierter Betrachtung der Steuergröße TP sichtbar werden.

5. Schritt: Vergleich der Trophie-Schwerpunkte mit Literaturdaten

Die Indikatorlisten der Phytoplankton taxa wurden einer intensiven Prüfung anhand von Literaturdaten und bereits bestehenden trophischen Einstufungen durch verschiedene Autoren unterzogen. Besondere Berücksichtigung fanden

- die Datenbank "Ökologische Typisierung von Phytoplankton" (Schaumburg et al. 2005, Vorversion der Taxaliste von 2003), welche anhand von Literaturdaten zusammengestellt wurde,
- die im Projekt von Knopf et al. (2000) erstellte Zusammenstellung zu Trophiepräferenzen von Phytoplankton taxa aus der Literatur,
- die Originalliste von Brettum (1989) für norwegische Seen,
- die Liste der Indexwerte nach Hörnström (1981),
- die für das Norddeutsche Tiefland und ausschließlich Diatomeen erstellte Liste des "DI-Prof" von Schönfelder (2004b), welche die TP-Optima von planktischen Kieselalgen enthält sowie
- die Gesamtartenliste mit autökologischen Angaben zu „Trophie-Ansprüchen“, zusammengestellt von Täuscher in Meisel et al. (2004): Phytoplankton in Brandenburger Seen 2003.

6. Schritt: Vergabe der vorläufigen Prädikate "Indikator auf Bewährung" und "sicherer Indikator"

Phytoplankton-Taxa, deren Trophiepräferenz sich im hier vorliegenden Datensatz analog zu den Informationen aus der Literatur darstellte, werden als "sichere Indikatoren" geführt (Tabelle 19). Taxa, für die keine Literaturangaben in den genannten Quellen vorlagen oder deren Verteilung im Trophiespektrum von den bisherigen Erkenntnissen leicht bis stark abweichen, werden im Entwurf der Listen als "Indikator auf Bewährung" bezeichnet. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass sich Informationen in der konsultierten Literatur einerseits untereinander widersprechen können und andererseits in den Zitate-Sammlungen redundant auftreten.

Des Weiteren wurden Indikator taxa ebenfalls mit dem Prädikat "Indikator auf Bewährung" versehen, wenn folgende Randbedingungen vorlagen:

- Ein Trophieschwerpunkt ist zwar erkennbar, das Taxon ist jedoch im gesamten Trophiespektrum mit hohen Dominanzen vertreten z.B. *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata*.
- Das Potenzial zu einer guten Indikatorart ist gemäß bisherigem Wissensstand gegeben, die Datenbasis jedoch bislang zu gering, z.B. typische Taxa der trophischen Randbereiche (ultra-) oligotroph und hypertroph.

In den Validierungsläufen des Praxistests soll das Verhalten im Trophiespektrum insbesondere der "Indikatoren auf Bewährung" nochmals genau geprüft werden.

9.4 Indikatorarten und ihre Trophieschwerpunkte - Ergebnisse

9.4.1 Indikatorlisten

In den Kalibrierungsdatensätzen der beiden Ökoregionen standen insgesamt 410 potentielle Indikatortaxa zur Verfügung. In der Alpen- und Voralpenregion wurden 111, in den geschichteten Tieflandseen 123 sowie in den polymiktischen Tieflandseen 96 Taxa mit geeigneten Indikatoreigenschaften hinsichtlich Trophie gefunden (Tabelle 18 und Tabelle 19). Die Listen sind gemäß dem oben beschriebenen Verfahren empirisch ermittelt und als vorläufig und offen zu verstehen. Eine Trophiebewertung anhand von Indikatorarten wird umso zuverlässiger, je mehr Taxa dem Verfahren zur Verfügung stehen und der Einzelbewertung zugrunde liegen. Eine Erweiterung der Listen sowie ein Eliminieren von ubiquitären oder indifferenten Taxa ist in diesem Sinne ebenfalls wünschenswert und soll in den Praxistests sowie in Zusammenarbeit mit Fachleuten zukünftig weiterhin zu einer Verbesserung des Verfahrens beitragen.

Tabelle 18: Tabellenauszug aus der Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA). Trophieklassen und –grenzen sind an der LAWA-Klassifizierung (1999) orientiert. Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17. Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrierungsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrierungsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat: 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung, Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3.

Indikatortaxon_AVA/ LAWA-Trophiebezeichnungen	uo	o	m1/1	m1/2	m2/1	m2/2	e1/1	e1/2	e2	p/h	Präd.			
Trophieklassen 1-10 (darunter Mittelwert der Indexklasse)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10				
	Seen	Bef.	Saison.	0,750	1,250	1,625	1,875	2,175	2,375	2,625	2,875	3,250	3,750	
<i>Chrysolykos skujae</i>	5	9	f	8	8	3	1							2
<i>Bitrichia chodatii</i>	28	200	ind	5	5	4	3	2	1					1
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	2	34	ind		10	8	2							1
<i>Botryococcus braunii</i>	11	53	fh		9	8	2	1						1
<i>Cyclotella comensis</i>	22	119	ind	4	5	3	3	2	2	1				1
<i>Mallomonas caudata</i>	19	94	sh			3	6	8	2	1				1
<i>Aulacoseira islandica</i>	6	19	fh		2	3	4	4	4	2	1			2
<i>Coelastrum polychordum</i>	4	17	s			5	5	4	3	3				1
<i>Peridinium aciculiferum</i>	12	50	f		1	5	4	3	3	2	2			2
<i>Cyclotella radiosa</i>	27	167	fs		1	3	5	4	4	2	1			2
<i>Staurastrum paradoxum</i>	11	34	ind				1	3	4	4	4	4		1
<i>Pediastrum boryanum</i>	34	136	fs				1	2	3	6	5	3		2
<i>Staurastrum tetracerum</i>	6	24	s				1	1	2	7	8	1		2
<i>Coelastrum microporum</i>	16	47	s				1	2	3	5	6	3		1
<i>Phacus longicauda</i>	5	12	s				1	2	2	3	4	6	2	1
<i>Limnothrix redekei</i>	4	56	ind					1	3	3	3	4	6	1
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	7	49	ind					1	1	2	3	4	9	2

Zusätzlich zum Trophieschwerpunkt werden Angaben zum saisonalen Auftretensschwerpunkt

in Form der Punkteverteilung in den ökoregionsspezifischen Trophieklassen sowie der Präsenz des Taxons im jeweiligen Kalibrierungsdatensatz gemacht (Tabelle 18). Die kompletten Tabellen sind im Anhang in Tabelle 46 bis Tabelle 48 aufgeführt.

Tabelle 19: Eckdaten der vorläufigen Indikatorlisten des Phytoplanktons in deutschen Seen.

Bezeichnung/Ökoregion	Alpen und Voralpen	geschichtete Seen des Tieflands	ungeschichtete Seen des Tieflands
Anzahl ausgewählter Indikatortaxa	111	123	96
sichere Indikatoren	62	44	37
Indikatoren auf Bewährung	49	79	59

9.4.2 Trophieschwerpunkte in den Ökoregionen

Im Vergleich der Trophieschwerpunkte der Taxa in den Ökoregionen und Schichtungstypen können unterschiedliche Verhaltensweisen entlang der Trophieskala beschrieben werden. Diese sind einerseits in den unterschiedlichen Schwerpunkten der jeweiligen Stichproben (zu Kalibrierungsdatensätzen s. Kap. 9.2) begründet und andererseits auf eine tatsächlich abweichende Trophiepräferenz zurückzuführen.

Hierzu folgende Beispiele:

1. Das Taxon zeigt deutlich unterschiedliche Trophieschwerpunkte je nach Ökoregion und Schichtungstyp.

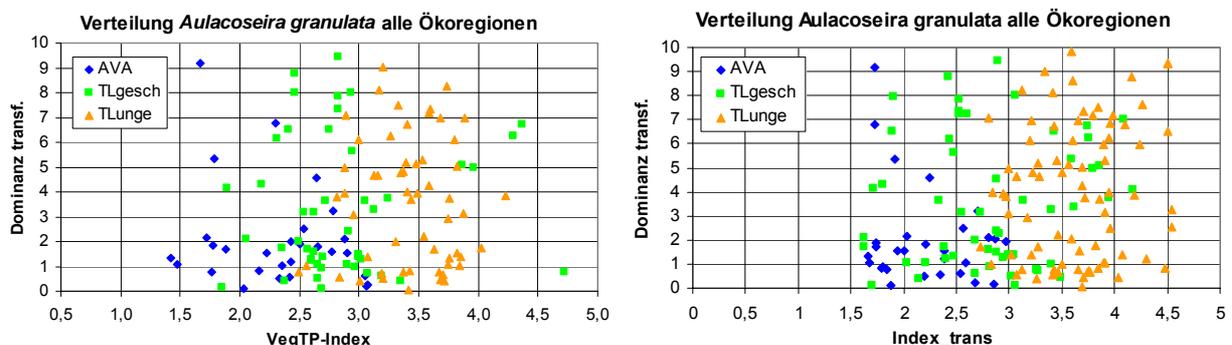


Abbildung 40: Trophische Vorkommensschwerpunkte von *Aulacoseira granulata* auf Basis des VegTP-Index und des Index-trans (Erläuterung s. Kap. 9.1.4) in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (AVA) und dem norddeutschen Tiefland (TL). gesch=geschichtete Seen, unge=ungeschichtete/polymiktische Seen.

Einige Arten weisen die im Beispiel von *Aulacoseira granulata* dargestellten ökoregionalen Unterschiede im Trophieschwerpunkt auf. Diese treten sowohl in Bezug zum Index-trans als auch zum VegTP-Index zu Tage und würden bei einer gemeinsamen Behandlung der Ökoregionen bzw. der Schichtungstyp-Gruppen zu einer falschen Trophie-Einschätzung führen.

Im Falle von *Aulacoseira granulata* wurden unterschiedliche Trophieschwerpunkte in den Ökoregionen und Schichtungstypen ermittelt (Tabelle 20), um bei einer Anwendung der

Indikationsverfahren den zu bewertenden Seen gerecht zu werden. *A. granulata* wurde für die geschichteten Seen des Tieflandes bereits als Indikatorart wegen zu weiter Verteilung im Trophiespektrum ausgeschlossen. Für die beiden anderen Seengruppen (AVA und TLunge) ist dies im Praxistest ebenfalls abzuwägen.

2. Ein Taxon tritt in einer Ökoregion/Schichtungstyp zwar relativ häufig aber nur in geringen Abundanzen auf. Es befindet sich dort nicht im Trophieoptimum. Erst nach Betrachtung des ganzen Spektrums an Seen und Trophiesituationen wird der Trophieschwerpunkt der Art deutlich.

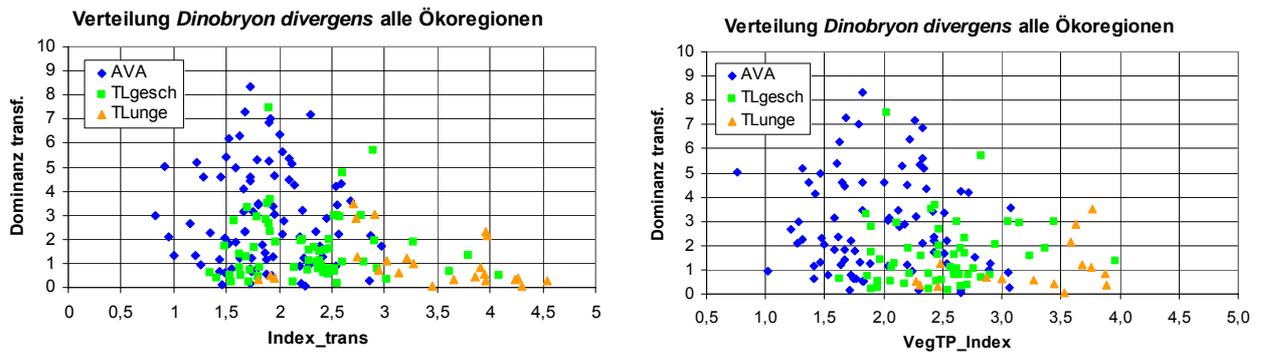


Abbildung 41: Vorkommen von *Dinobryon divergens* im Trophiespektrum (VegTP-Index und Index-trans, Erläuterung s. Kap. 9.1.4) in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (AVA) und dem norddeutschen Tiefland (TL). gesch=geschichtete Seen, unge=ungeschichtete/ polymiktische Seen.

Die Art *Dinobryon divergens* z.B. besitzt ihren Trophieschwerpunkt im oligo- bis mesotrophen Bereich, tritt jedoch in den polymiktischen Tieflandseen bis in den polytrophen Bereich in geringer Dominanz auf (Abbildung 41). Die Trophieschwerpunkte wurden wie in Tabelle 20 ermittelt. Für das Tiefland wurde zunächst noch das Prädikat 2 "Indikator auf Bewährung" vergeben. Deren Eignung und die bisher ermittelten Trophieschwerpunkte müssen im Praxistest nochmals mit neuen Datensätzen überprüft werden. Bei *Dinobryon divergens* wäre z.B. im Datensatz TLunge eine Verschiebung des TSP in den mesotrophen Bereich denkbar.

3. Das Taxon besitzt in den Ökoregionen/Schichtungstypen ähnliche Trophieschwerpunkte.

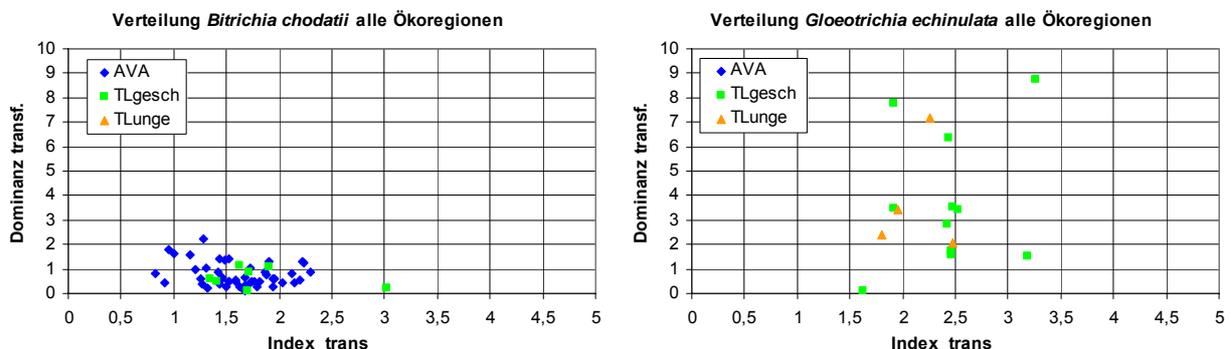


Abbildung 42: Vorkommen von *Bitrichia chodatii* und *Gloeotrichia echinulata* im Trophiespektrum (Index_trans, s. Kap. 9.1.4) in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (AVA) und dem norddeutschen Tiefland (TL). gesch=geschichtete Seen, unge=ungeschichtete/polymiktische Seen.

Hierzu zählen z.B. die Arten *Bitrichia chodatii* und *Gloeotrichia echinulata* (Abbildung 42), welche als sichere Indikatoren des oligo-mesotrophen bzw. mesotrophen Bereichs in den

entsprechenden Seengruppen angesehen werden können (Tabelle 20).

Tabelle 20: Trophieschwerpunkte (TSP) und Indikatorprädikat der Beispieltaxa der Abbildung 40 bis Abbildung 42. Farbgebung gemäß LAWA-Klassifizierung (1999).

Taxon	TSP_AVA / Prädikat	TSP_TLgesch/Prädikat	TSP_TLunge/Prädikat
<i>Aulacoseira granulata</i>	2,46 / 2	zu weite Verteilung, kein Indikatorntaxon	3,68 / 2
<i>Dinobryon divergens</i>	1,79 / 1	2,13 / 2	2,74 / 2
<i>Bitrichia chodatii</i>	1,44 / 1	1,69 / 1	keine Befunde
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	keine Befunde	2,25 / 1	2,18 / 1

Fazit:

- Das Verhalten der Taxa im Trophiespektrum ist in den Ökoregionen und Schichtungstypen z.T. unterschiedlich und rechtfertigt die diesbezüglich spezifischen Indikatorlisten.
- Während oligo- bis mesotrophe Arten sich mehr stenök hinsichtlich der Trophie verhalten, scheint das Auftreten eutropher Taxa und deren Dominanz variabler zu sein, sofern ein gewisses Nährstoffniveau einmal erreicht ist. Dann treten zusätzlich andere Steuerfaktoren der Planktonentwicklung in Erscheinung wie z.B. die Lichtverfügbarkeit, welche in der vorliegenden Analyse nicht betrachtet werden.

9.5 Entwicklung des Metrics Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)

9.5.1 Ableitung von numerischen Trophieschwerpunkten (TSP) und Gewichtungsfaktoren

Gemäß dem mathematischen Verfahren der gewogenen Mittelwertbildung wurden aus den Punkteverteilungen der Indikatorntaxa Indexgrößen errechnet (s. Tabelle 21). Beim mathematischen Übergang der zweidimensionalen Verteilungskurve auf eine eindimensionale Indexgröße geht zwangsläufig Information verloren. Beispielsweise die Spannweite der Verteilung, d.h. die autökologische Toleranz bleibt bei isolierter Betrachtung des Indexwertes des Taxons unbekannt. Üblicherweise wird die autökologische Toleranz in Form eines Stenökiefaktors auf Basis der Standardabweichung oder Varianz erfasst (u.a. AWI Potsdam 2004). Dieser Faktor sollte aufgrund mathematisch logischer Erwägungen in der Größenordnung der damit zu wichtenden Indexgröße liegen.

Im vorliegenden Fall wurde die Standardabweichung der Punkteverteilungen zur Ermittlung des Stenökiefaktors heran gezogen. Hierzu wurden die auftretenden Werte in vier Klassenstufen eingeteilt. Der Stenökiefaktor 1 bedeutet dabei eine vergleichsweise geringe Bindung der Art an den errechneten Trophieschwerpunkt, während ein Stenökiefaktor von 4 eine enge Bindung beschreibt. Erreichte die Standardabweichung sehr hohe Werte, d.h. lag eine sehr große autökologische Toleranz des Taxons vor, wurde nochmals geprüft, ob die Indikatorart sich tatsächlich zur Indikation eignet.

Die Werte der Trophieschwerpunkte sind in Orientierung an den LAWA-Index entwickelt und

entsprechen den vom LAWA-Verfahren (1999) bekannten Dimensionen und Trophieklassen.

Tabelle 21: Tabellenauszug aus der Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA) mit numerischen Trophieschwerpunkten (TSP) und Stenökiefaktor. TSP= Trophieschwerpunkt. (Komplette Tabellen im Anhang Tabelle 49 bis Tabelle 51)

Indikatortaxon-AVA	TSP-AVA	Stenökiefaktor
<i>Chrysolykos skujae</i>	1,14	3
<i>Bitrichia chodatii</i>	1,44	1
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	1,46	4
<i>Botryococcus braunii</i>	1,51	4
<i>Cyclotella comensis</i>	1,57	1
<i>Coelastrum polychordum</i>	2,06	3
<i>Peridinium aciculiferum</i>	2,08	2
<i>Cyclotella radiosa</i>	2,09	3
<i>Staurastrum paradoxum</i>	2,65	2
<i>Pediastrum boryanum</i>	2,66	3
<i>Staurastrum tetracerum</i>	2,67	4
<i>Phacus longicauda</i>	2,87	1
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	3,03	4
<i>Limnothrix redekei</i>	3,07	1
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	3,26	1

In der Ökologie bewährte Indices (z.B. Saprobienindex nach DIN 38410) oder Transferfunktionen beruhen in der Regel auf der Verwendung einer taxonspezifischen Indexgröße und einer oder mehreren Gewichtungsgößen. Sinnvoll ist hierbei die bereits beschriebene Gewichtung oder Berücksichtigung der Stenökie, d.h. der Standorttreue, sowie die Berücksichtigung der Häufigkeit der gefundenen Art in Form einer Abundanzkenngröße. Als Abundanzparameter kommt im Falle des Phytoplanktons das Biovolumen oder die Dominanz in der Probe als möglicherweise transformierte Größe in Frage.

In den Validierungsdurchläufen des 'PTSI-Index' wurden diesbezüglich folgende Kennwerte getestet:

1. das absolute Biovolumen eines Taxons
2. das absolute Biovolumen eines Taxons, gestuft in sieben Abundanzklassen (angelehnt an die log₁₀-Transformation mit offenen Klassengrenzen am oberen und unteren Ende der Skala)
3. das relative Biovolumen (Dominanz) transformiert mit der Quadratwurzel
4. das relative Biovolumen (in %) in sieben Klassen mit den Obergrenzen 0,5/1/5/10/20/50/100

Gemessen an der Übereinstimmung des Indexergebnisses mit dem Index-trans der Probe bzw. dem Seenjahr (Kriterium: Summe der Abweichungsquadrate) hat sich das in sieben Klassen gestufte absolute Biovolumen als die bisher günstigste Abundanzkenngröße dargestellt. Die Biovolumina der Taxa pro Probe werden zunächst wie in Tabelle 22 klassiert. Möglicherweise werden während der Erprobung des Verfahrens in der Praxis die Klassenaufteilungen noch speziell auf die Ökoregionen zugeschnitten.

Tabelle 22: Klassenbildung des Biovolumens eines Indikatortaxons zur Verrechnung im PTSI. Angelehnt an log₁₀-Transformation mit offenen Klassen in den Extrembereichen.

Klassen Biovolumen (mm ³ /l)	Abundanzklasse
< 0,0001	1
> 0,0001-0,001	2
> 0,001-0,01	3
> 0,01-0,1	4
> 0,1-1	5
> 1-10	6
> 10	7

9.5.2 Entwicklung und Notwendigkeit von Trophieankerwerten (TAW)

Die Trophieschwerpunkte (TSP) sind entsprechend dem Prozedere der Entwicklung (Kap. 9.5) Mittelwerte der Taxa-Verteilungskurven im Trophiespektrum. Würde man diese gemittelten Werte in einem Indexverfahren als Verrechnungsgrößen verwenden, in dem nun wiederum eine Mittelung aller Trophieschwerpunkte der Taxa einer Probe stattfindet, ist eine Zentrierung des Indexergebnisses auf die Mitte der Trophieskala oder der Stichprobe im Kalibrierungsdatensatz zu erwarten (vgl. Kap. 9.2.2).

Die TSP der Indikatorliste der Alpen- und Voralpenregion z.B. reichen von 1,1 bis 3,3. Tatsächlich kommen in dieser Region trophische Zustände mit einem Index-trans zwischen 0,8-4,2 (ultra-oligotroph bis polytroph 2) vor. Die Verwendung der genannten TSP würde bei einer Indexberechnung demnach niemals dazu führen können, Indexwerte der extrem oligotrophen bzw. der poly-hypertrophen Trophiezustände zu erreichen. Die Skala der Trophieschwerpunkte musste deshalb auf einen größeren Wertebereich aufgespreizt werden. Im Fall der Alpen und Voralpen wurden deshalb Werte in einem Bereich von 0,5–4,5 angestrebt.

In der mathematischen Umsetzung der "Spreizung" muss auch der im Kap. 9.2.2 geäußerte Effekt der Zentrierung der Trophieschwerpunkte der Taxa in den Stichprobenschwerpunkt (=Trophie-Mittelwert im Kalibrierungsdatensatz) mit berücksichtigt werden.

Die beiden beschriebenen Probleme wurden nun wie folgt gelöst:

1. Von jedem Taxon-Trophieschwerpunkt (TSP) wurde die Differenz zum Trophie-Mittelwert seiner Stichprobe (AVA 1,93, TLgesch 2,57, Tlunge 3,43) gebildet. Für die Indikatorliste der AVA ergibt sich z.B. eine Zahlenreihe mit den Differenzen von –0,79 bis 1,33.
2. Auf diese neue Skala der numerischen Abweichungen wurden die Ankerwerte des zu indizierenden Trophiebereichs der Stichprobe aufgesetzt, im Falle der AVA der untere Ankerwert bei 0,5 und der obere Ankerwert bei 4,5.
3. Die Werte der Abweichungen (-0,79 bis 1,33) wurden dann mit einer quadratischen (unterer Wertebereich) und linearen Anpassung oberer Wertebereich) in diesen Zielwertebereich (0,5-4,5) transformiert.
4. Die hieraus neu entwickelten Werte wurden mit dem Begriff "Trophieankerwert" beschrieben und können nun in die Berechnung des Trophieindex PTSI eingehen.

Die Trophieschwerpunkte sowie die Trophieankerwerte aller Indikatortaxa und Ökoregionen sind im Anhang von Tabelle 49 bis Tabelle 51 zusammengestellt.

9.5.3 Festlegung von numerischen Grenzen einer sinnvollen Trophie-Bioindikation

Einer auf Indikatorarten basierenden zuverlässigen Trophiebewertung müssen einerseits ausreichend viele eingestufte Taxa zur Verfügung stehen. Auf der anderen Seite sollten insbesondere die abundant, d.h. mit hohem Biovolumenanteil vorkommenden Taxa zur Indikation herangezogen werden. Im Laufe der Validierungsdurchläufe wurden die folgenden kritischen Grenzen der Indexberechnung für eine Phytoplanktonprobe ermittelt:

1. Die Anzahl der Indikatortaxa sollte 4 nicht unterschreiten. Zur Orientierung: Taxonomisch sehr gut bearbeitete Seen enthalten gemäß der Indikatorlisten des aktuellen Stands zeitweise bis über 20 Indikatortaxa pro Probe.
2. Die Summe der von den Indikatortaxa erreichten Abundanzklassen (s. Kap. 9.5.1) sollte größer 12 sein. Auf diese Weise ist gesichert, dass zu einem gültigen Ergebnis, d.h. Anzahl der Indikatortaxa > 4 , auch abundantere Taxa beitragen.

In Grenzfällen sollte eine Plausibilitätsprüfung z.B. in Form von Vergleichen mit Vorjahresergebnissen oder mit weiteren Orientierungsgrößen wie u.a. dem Gesamtbiovolumen oder dem Gesamtphosphor stattfinden.

9.6 Anwendungsbeispiele des Bewertungsverfahrens PTSI

9.6.1 Test mit dem Validierungsdatensatz der geschichteten Seen des Tieflandes

Für jede Ökoregion bzw. für die Schichtungstypen im Tiefland wurden ergänzend zu den Kalibrierungsdatensätzen drei Validierungsdatensätze zusammengestellt, mit denen die entwickelten Verfahren und Indikatorlisten getestet wurden. Die Validierungsdatensätze waren im Sinne der Vermeidung von Zirkelschlüssen in der Regel nicht Bestandteil der Kalibrationsdatensätze. Als Beispiel für die zahlreichen Validierungsdurchläufe mit anschließenden Korrekturen ist an dieser Stelle ein Auszug für die geschichteten Seen des Tieflandes dargestellt. Hierzu einige Erläuterungen zur Vorgehensweise.

1. Es wurden lediglich diejenigen Ergebnisse der PTSI-Berechnungen in der Tabelle 23 aufgeführt, denen vier und mehr Indikatortaxa/Probe im Jahresmittel zugrunde lagen (vgl. 9.5.3). Mehr als die Hälfte der Seenjahre im Validierungsdatensatz (TLgesch) genügten diesem Grenzkriterium nicht. Dies waren z.B. die Seenjahre des Schlachtensee 1997, des Arendsees im Jahr 2000 oder des Wannsees 1998. Die taxonomische Differenzierung reichte in diesen Seendatensätzen nicht aus, eine Trophie-Indikation mit dem PTSI durchzuführen.

Tabelle 23: Test des PTSI an einem Validierungsdatensatz der geschichteten Seen des Tieflandes. (Den Bewertungen standen 4-12 Termine pro Seenjahr zur Verfügung. PTSI=Phytoplankton-Taxa-Seen-Index.)

Seen-typ	Gewässer-name	Jahr	Anzahl Indikator-arten Jahresmittel	VegTP-Index nach LAWA*	Index-trans	PTSI (Jahr)	Referenz-trophie	Trophie-klasse nach PTSI	Ökologische Zustands-klasse PTSI
10	Kalksee	1997	5,6	3,03	2,70	2,78	m2-e1	e1	1
10	Plauer See	1999	4,5	2,32	2,34	2,75	m1-m2	e1	2
13	Schermützel-see	2001	5,0	1,87	1,73	1,47	o-m1	o	1
10	Wanzkaer See	2003	5,8	3,00	3,61	3,04	m2-e1	e2	2
13	Kastavensee	2001	5,5	1,95	1,64	1,55	o-m1	m1	1
13	Parsteiner See	1991	7,9	keine Werte	1,57	1,61	o-m1	m1	1
13	Pinnower See	1997	7,3	3,25	2,03	3,31	o-m1	e2	4
13	Großer Plöner See	2000	4,8	2,68	2,49	2,74	o-m1	e1	3
13	Rosinsee se Brodowin	1991	5,2	keine Werte	2,21	1,69	o-m1	m1	1
13	Schweriner See	1996	4,0	4,36	3,48	3,31	o-m1	e2	4
13	Stechlinsee	2000	15,8	keine Werte	1,40	1,21	o-m1	o	1
13	Tiefer See od. Grubensee	1998	4,8	2,71	1,65	2,07	o-m1	m2	2

*nicht für alle Datensätze liegen Gesamtphosphoranalysen vor

2. Der Jahreswert des PTSI wurde durch arithmetische Mittelung der Proben-PTSI-Werte errechnet.

3. Den PTSI-Werten können einerseits gemäß Tabelle 24 die Trophiestufen nach LAWA zugewiesen werden.

Tabelle 24: Ermittlung der Trophieklasse anhand des PTSI.

PTSI	Trophieklasse	Abkürzung
0,5-1,5	oligotroph	o
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	m1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	m2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	e1
> 3,0 – 3,5	eutroph 2	e2
> 3,5 – 4,0	polytroph 1	p1
> 4,0 – 4,5	polytroph 2	p2
> 4,5	hypertroph	H

4. Andererseits kann aus der Abweichung des PTSI von der typspezifischen Referenztrophy (Tabelle 25) die ökologische Zustandsklasse bestimmt werden. Die Einstufung der Referenztrophy für die Seen und Seengruppen (Subtypen) ist dementsprechend essentiell für die Bewertung nach EU-WRRL und bei Fortschreibung des Projektes unbedingt weiter zu prüfen und zu validieren.

Tabelle 25: Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse anhand des PTSI.

Zustandsklassen/ Typisierungskriterium	Seen- Subtyp	Referenztrophy/ sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Alpen und Voralpen		1	2	3	4	5
Voralpen, polymiktisch	1	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
Alpen, geschichtet	4	< 1,5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	> 3,0
Voralpen, geschichtet	2+3	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
Norddeutsches Tiefland		1	2	3	4	5
geschichtet u. VQ 1,5 – 15	10.1	< 2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	> 4,0
geschichtet u. VQ >15	10.2	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
geschichtet u. VQ < 1,5	13	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
polymiktisch, VQ > 1,5 u. mittlere Tiefe > 3 m	11.1	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
polymiktisch, VQ > 1,5 u. mittlere Tiefe ≤ 3 m	11.2	< 3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	4,5-5,0	> 5,0
Flusseen polymiktisch	12	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
polymiktisch u. VQ < 1,5	14	< 2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	> 4,0

Bei stärkeren Abweichungen des PTSI von den Orientierungsgrößen Index-trans und VegTP-Index wurde im Validierungsverfahren versucht, die Gründe zu finden und diese - falls sinnvoll - zu beheben. Mögliche Befunde und Ursachen sowie die angewandten Lösungsmöglichkeiten sind in Tabelle 26 beispielhaft zusammengestellt.

Tabelle 26: Fehlerbefunde und Fehlerursachen bei der Anwendung des neu entwickelten Bewertungsverfahrens PTSI auf die Validierungsdatensätze sowie mögliche Verbesserungs- und Lösungsmaßnahmen.

Fehlerursache oder Befund	Maßnahme
nicht richtig eingestufte Taxa	Korrektur der Trophieschwerpunkte (TSP) und Trophieankerpunkte (TAW)
fehlende Einstufung dominanter oder wertgebender Taxa	Indikatorlisten wurden um die entsprechenden Taxa ergänzt - falls sinnvoll
Index-trans bzw. LAWA-Index nicht verlässlich, z.B. geringe Anzahl von Messungen im Jahr	erweiterter Blick z.B. auf die Trophie-Orientierungsgröße Gesamtbiovolumen/Probe oder Jahresmittel
mangelnde Übereinstimmung mit Index-trans, jedoch relativ gute Übereinstimmung mit TP-Verhältnissen wie z.B. beim Wanzkaer See in Tabelle 23	keine Korrektur angestrebt (TP ist wichtige Steuergröße für die Zusammensetzung von Phytoplanktonbiozöosen)
Abweichung vom Index-trans ist nachvollziehbar	keine Korrektur angestrebt.

<p>aufgrund des tatsächlichen Vorkommens von eutrophenen Taxa in der Probe, z.B. im Falle des Pinnower Sees: Hier kennzeichnen Blaualgenvorkommen den eutrophen Zustand deutlich. Als mögliche Ursache kommt die Phosphorrücklösung aus dem Sediment während der Stagnationsphase in Frage (vgl. Nixdorf et al. 2003).</p>	<p>Schlussfolgerung: Index-trans ist zwar nützliche Orientierungsgröße, reagiert jedoch nicht auf alle Trophieänderungen und –zustände zuverlässig. Insbesondere dann nicht, wenn z.B. wie im Falle des Pinnower Sees nur eine geringe Anzahl von Messwerten/Jahr für TP, SD oder Chl a vorliegt.</p>
<p>trotz Erreichen des Minimumkriteriums von vier Indikatortaxa führte unzureichende taxonomische Bearbeitung zu abweichenden PTSI, z.B. im Rosinsee, in dem einige Gattungen wie <i>Gymnodinium</i>, <i>Peridinium</i>, <i>Cryptomonas</i> nicht genauer bestimmt wurden, welche jedoch mehrere Indikatortaxa enthalten, die eine Korrektur des PTSI in die richtige Richtung erwarten lassen.</p>	<p>keine Korrektur möglich</p>

Die Validierungsläufe wurden für jede Ökoregion und jeden Schichtungstyp im Tiefland mehrfach wiederholt, um die Modifikationen zu testen und weitere Verbesserungen zu erreichen. Dieses Vorgehen soll auch im Praxistest mit neuen und taxonomisch präziseren Seendatensätzen zu einer Konsolidierung des Verfahrens führen. Aufgrund der im Projekt eingeführten harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons, die nun ein Mindestbestimmbarkeitsniveau für das Bewertungsverfahren vorgibt, ist zu erwarten, dass weitere Taxa als Indikatorarten ausgewiesen werden bzw. für bestehende Indikatortaxa eine Absicherung der Trophiepräferenz auf Basis einer höheren Befundeanzahl erfolgen kann.

9.6.2 Saisonales Auftreten von Indikatortaxa – Fallbeispiel Scharmützelsee

Die starke Saisonalität des Vorkommens und der Dominanz von Phytoplanktontaxa stellt für die biologische Indikation eine Herausforderung dar. Zu verschiedenen Jahreszeiten müssen unterschiedliche Taxa zur Indikation herangezogen werden (vgl. Tabelle 18). Am Beispiel des Scharmützelsees soll ein jahreszeitliches Ineinandergreifen der Indikation durch verschiedene Arten dargestellt werden.

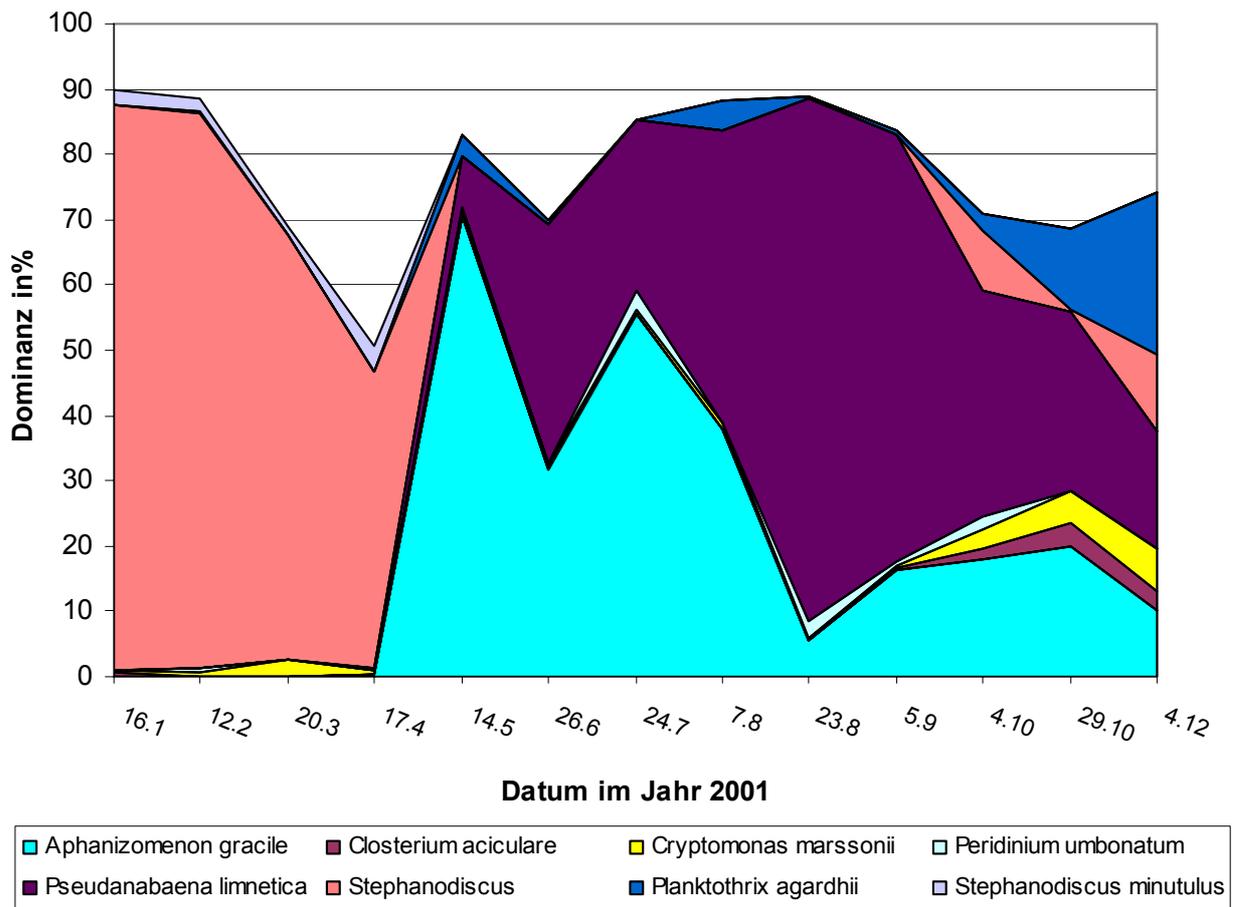


Abbildung 43: Beispiel für saisonales Auftreten von ausgewählten Taxa im Scharmützelsee (Typ 13, Brandenburg). Außer der Gattung *Stephanodiscus* und *Planktothrix agardhii* sind alle Taxa der Abbildung in der Liste der Indikatoren für geschichtete Tieflandseen. Rest zu 100% sind sonstige Taxa.

Die Frühjahrssituation bis einschließlich April ist durch die hohe Dominanz der Gattung *Stephanodiscus* geprägt, welche aufgrund der rein lichtmikroskopischen Bearbeitung bzw. der Bearbeitung ohne spezielle Schalenpräparation der Diatomeen nur im Falle von *S. minutulus* genauer bestimmt wurde. Die Bioindikation weist in diesem Zeitraum auf nährstoffärmere Verhältnisse hin, als dies aufgrund des Index-trans und dem VegTP-Index der Vegetationsperiode zu erwarten wäre (Tabelle 27). Dies ist auf die relativ geringe Anzahl an Indikatortaxa sowie die fehlende Artbestimmung des dominierenden Taxons *Stephanodiscus* zurückzuführen. In der Indikatorliste der geschichteten Tieflandseen stehen neben *S. minutulus* noch die Arten *S. neoastrea* und *hantzschii* mit Trophieankerwerten von 2,9 bzw. 3,1 zur Indikation zur Verfügung.

Nach dem Klarwasserstadium treten dann bereits verschiedene Blaualgenspezies in hoher Dominanz auf, welche mit ihren Trophieankerwerten eutrophe Verhältnisse indizieren und gemeinsam mit weiteren eutrophen und polytrophen Taxa wie z.B. *Aphanizomenon issatschenkoj*, *Cylindrospermopsis raciborskii* und *Planktolyngbya limnetica* schlechtere PTSI erzeugen. Diese stehen mit den trophischen Orientierungsgrößen besser im Einklang: Das Jahresmittel des PTSI weist mit 2,8 auf die Trophiestufe eutroph 1 hin und stimmt mit dem langjährigen Mittelwert des LAWA-Index (1994-2001) von 2,8 überein.

Tabelle 27: Anwendungsbeispiel für die PTSI-Berechnung im Jahresgang 2001 des Scharmützel-sees in Brandenburg, trophische Randbedingungen sowie die Trophieankerwerte (TAW) der für die Abbildung 43 ausgewählten Taxa.

Trophische Randbedingungen:		Datum	PTSI Probe	Anzahl Indikatortaxa
VegTP-Index 2001	2,7	16.01.2001	2,2	5
Index-trans 2001	3,0	12.02.2001	2,6	6
PTSI Jahresmittel	2,8	20.03.2001	1,9	7
mehrfähr. Mittelwert LAWA-Index	2,8	17.04.2001	2,9	11
Indikatortaxon	TAW	14.05.2001	2,8	14
<i>Aphanizomenon gracile</i>	2,58	26.06.2001	3,0	10
<i>Closterium aciculare</i>	2,28	24.07.2001	2,9	12
<i>Cryptomonas marssonii</i>	2,30	07.08.2001	2,8	11
<i>Peridinium umbonatum</i>	1,28	23.08.2001	3,1	10
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2,94	05.09.2001	3,0	13
<i>Stephanodiscus</i>	kein Ind.taxon	04.10.2001	3,0	13
<i>Planktothrix agardhii</i>	kein Ind.taxon	29.10.2001	3,0	11
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1,45	04.12.2001	2,9	7

Der Scharmützelsee besitzt als See des Typs 13 seine Referenztrophie bei oligotroph bis mesotroph 1. Die indizierte Trophie für den Betrachtungszeitraum 2001 liegt in der Klasse eutroph 1, welche gemäß EU-WRRL-Bewertung auf die Zustandsklasse 3 = mäßig hinweist.

Fazit:

- Trotz starker Saisonalität der Phytoplanktontaxa kommt die biologische Trophie-Indikation im Jahresgang betrachtet zu plausiblen Ergebnissen.
- Die Trophie-Indikation auf Basis einer diatomeen-dominierten Frühjahrssituation wird ohne Artbestimmung und der dafür notwendigen Labortechnik ungenauer.
- Mit guter lichtmikroskopischer Bearbeitung der Proben ist eine Bioindikation der Trophie auf Basis der Artenlisten gut durchführbar. Die kritischen Grenzen der Indexberechnung (Anzahl der Indikatortaxa sollte ≥ 4 sein, s. Kap. 9.5.3) werden mit Indikatortaxazahlen von 5-14 pro Probe mit sicherem Abstand übertroffen.

9.6.3 Fazit der Validierung des PTSI und Ausblick

Folgendes zusammenfassendes Fazit kann gezogen werden:

- Die für die Seenjahre gemittelten PTSI liegen in plausiblen Bereichen und stimmen in den meisten Fällen gut mit den Orientierungsgrößen Index-trans und/oder dem Vegetationsmittel des Gesamtphosphors (VegTP-Index) überein.
- Mit einer guten lichtmikroskopischen Bearbeitung von Phytoplanktonproben und entsprechend differenzierten Artenlisten ist eine Bioindikation der Trophie im Jahresge-

schehen voraussichtlich in den meisten Fällen gut durchführbar. Die Indikation z.B. von Diatomeen-dominierten Frühjahrssituationen kann jedoch ohne Artbestimmung und die dafür notwendige Labortechnik zu Fehleinschätzungen der Trophie an diesen Probeterminen führen.

- Der PTSI entwickelt ein Eigenleben in Form von Abweichungen von den Orientierungsgrößen Index-trans und VegTP-Index, welche in den Biozönosen begründet sind und deshalb eine Rechtfertigung besitzen.
- Die Ermittlung der Degradation oder ökologischen Zustandsklasse nach EU-WRRL erfolgt anhand des Abgleichs der errechneten Trophie mit der für jeden See bzw. jede Seengruppe ermittelte Referenztrophie. Das Verfahren kann somit sowohl auf die typspezifischen als auch auf individuelle Besonderheiten der Seen reagieren und vielseitig angewandt werden.

Trotz der bereits guten ersten Ergebnisse der Indexberechnung ist zu erwarten, dass weitere Modifikationen der Indikatorliste sowie der mathematischen Ableitung der Trophieankerwerte zu Verbesserungen führen. Auch könnte eine Modifikation des Index-trans, insbesondere eine veränderte Transformation der Trophieparameter, noch zu einer transparenteren Darstellung der Trophieschwerpunkte der Taxa führen. Die Modifikationen können im Rahmen des Praxistests mit neuen z.T. taxonomisch höher differenzierten Datensätzen durchgeführt werden. Im Rahmen der Projektfortschreibung ist darüber hinaus die Vervollständigung der Steckbriefe (Bsp. in Abbildung 39) sowie die Fertigstellung einer bereits im Entwurf vorliegenden Liste, welche Angaben zu Trophieschwerpunkten, Verbreitung und Abundanz der Phytoplankton taxa in Seen enthält, geplant.

10 Das Verfahren „DI-PROF“ anhand von Profundaldiatomeen

10.1 Einleitung

Die weltweit in den letzten 30 Jahren am häufigsten eingesetzten paläolimnologischen Indikatoren sind die Diatomeen (Kieselalgen, Bacillariophyceae). Sie stellen den größten Teil der Biomasse des Aufwuchses (Mikrophytobenthos) und des Phytoplanktons in Flüssen und in vielen Seetypen. Im Sediment von Seen hinterlassen sie geschichtete Abbilder der vor Ort gewachsenen Planktongemeinschaften. In jedem Jahr lagert sich an der tiefsten Stelle jedes Sees eine ca. 5 mm dicke, noch halb flüssige Schicht aus abgestorbenen Planktonorganismen ab. Der obere Zentimeter des frischen Grundschlammes enthält damit die Schalen der in den letzten ca. 24 Monaten an der Primärproduktion im See maßgeblich beteiligten Kieselalgen. Im Durchschnitt norddeutscher Seen entfallen dabei ca. 20-30 % der Diatomeenschalen auf benthische Formen, die aus den Litoralbezirken bei Wellengang aufgewirbelt und in die Tiefenzone des Sees verfrachtet werden. Als Beitrag zur Neuentwicklung von Bewertungsverfahren für Seen mit Diatomeen wurden durch Schönfelder (2004b) drei Trophieindizes erarbeitet. Sie wurden für die Bewertung des Trophiezustands von Seen aller Typen im norddeutschen Tiefland mit rezenten Diatomeenproben aus dem Litoral und dem Profundal an der Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentration kalibriert. In Kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA) mit anschließenden Monte-Carlo-Permutationstests der Signifikanz einzelner Variablen erwies sich TP im Vergleich mit TN und Chlorid als die stärkere Einflussgröße auf die Zusammensetzung der benthischen Diatomeen. Die drei Indizes wurden numerisch abgeglichen, so dass ihre Werte direkt vergleichbar sind.

Für den vorliegenden Bericht wird nur der DI-PROF vorgestellt, der speziell für die Bewertung von Seen mit planktischen Diatomeen erarbeitet wurde. Informationen zu den beiden anderen Index-Größen (Diatomeenindex für Litoralproben (DI-LIT) und Diatomeenindex für benthische Diatomeen in Profundalproben (DI-BENT)) sind in Schönfelder (2004b) enthalten.

Der Diatomeenindex für planktische Diatomeen in Profundalproben (DI-PROF) wurde ausgehend von Erfahrungen von Schönfelder (2004a) als Baustein für eine Bewertung von Seen mit der Teilkomponente Phytoplankton weiter entwickelt und getestet. Die Anwendung des DI-PROF auf Proben aus Sedimentlangkernen zeigt, dass der DI-PROF derzeit noch nicht für die Überwachung des Trophiezustands von Seen der Typen 10, 11 und 12 mit einem Volumenquotienten > 15 empfohlen werden kann, weil er in natürlich eutrophen Seen zur Übersteuerung neigt, schnell in den Sättigungsbereich übergeht und dadurch das Ausmaß anthropogener Polytrophy nicht genügend nuanciert aufzeigen kann. Für Seen der Typen 13 und 14, 10 und 11 mit Volumenquotienten < 15 ist er jedoch aufgrund seiner besonderen Sensibilität im Bereich $TP = 10 \dots 40 \mu\text{g/l}$ als Metric für die biologisch basierte Überwachung der Nährstoffverfügbarkeit im Freiwasser zu empfehlen.

Prinzipiell leben alle über 1000 Diatomeenarten Norddeutschlands im Litoral. Nur knapp 100 Arten vermögen sich bei günstigen Bedingungen auch im Freiwasser dauerhaft schwebend fortzupflanzen. Zur Massenentwicklung im Freiwasser der norddeutschen Seen sind wahrscheinlich weniger als 30 Arten im Stande. Diese sind bei einiger Erfahrung taxonomisch gut überschaubar und kennzeichnen für den geübten Diatomologen den Trophiezustand des Sees beim ersten Blick ins mikroskopische Dauerpräparat.

Für die wasserwirtschaftliche Praxis und speziell für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und die zulässigen paläologischen Verfahren zur Beschreibung physikalisch-chemischer Referenzzustände wurde dringend ein Eichdatensatz benötigt, mit dem die Autökologie der planktischen Diatomeen in Seen umfassend beschrieben werden kann.

10.1.1 Methoden

Der Einsatz quantitativer ökologisch-statistischer Verfahren der Bioindikation, speziell die Anwendung regional kalibrierter numerischer Transferfunktionen, setzt regionale Eichdatensätze voraus. Die Grundlage für Transferfunktionen bilden Schätzwerte für die Optima und die Toleranzen der stetigsten, die Varianz zwischen den Eichgewässern am besten erklärenden Arten gegenüber dem jeweils betrachteten Umweltfaktor. Seltene Arten mit Nachweisen in nur 1 oder 2 Untersuchungsgewässern scheiden als Bioindikatoren aus, da ihre ökologischen Optima bei zu geringer Datenbasis nicht valide bestimmt werden können.

Die Optima und Toleranzen der Diatomeenarten werden auf der Basis der relativen Häufigkeit der Diatomeenarten in den Diatomeenproben der Eichgewässer und den dazugehörigen Messwerten für die betrachteten Umweltvariablen bestimmt. Als Maßzahl für die relative Häufigkeit wird in modernen Transferfunktionen zumeist die Quadratwurzel der prozentualen Anteile verwendet. Dieses Abundanzmaß ist im Vergleich zu untransformierten Prozentwerten robuster, so dass die Streuung der Dominanzwerte um eine Gauß'sche Glockenkurvenfunktion mit x als (logarithmisch skaliertes) Umweltvariable und y als Quadratwurzel der prozentualen Anteile minimiert wird. Die Bioindikationsmethode wird dadurch robuster, weil zufällige temporäre Massenentwicklungen ubiquitärer Arten herabgewichtet werden. Dabei müssen auch die Toleranzwerte der seltenen Arten stets kritisch im Auge behalten werden, um Übersteuerungen der Indikationsmethode durch zufällig zu klein bestimmte Toleranzwerte seltener Arten zu vermeiden.

10.1.1.1 Der Eichdatensatz Profundaldiatomeen

Mit der Zielstellung, die autökologischen Ansprüche der planktischen Diatomeen in Tieflandseen zu quantifizieren, wurde im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin im Jahr 2001 begonnen, ein Eichdatensatz aus 50 Profundalproben aus Seen aufzubauen (Schönfelder 2001). Die Ergebnisse sollten zum Aufbau eines Bewertungsverfahrens für Seen gemäß WRRL anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton beitragen. Aus wissenschaftlichem Interesse wurden von Beginn des Aufbaus des Profundaldatensatzes an in diesen Proben nicht nur die planktischen Formen, sondern auch alle benthischen Formen bestimmt. Der Eichdatensatz Profundalproben konnte während des Havelprojektes (Schönfelder 2004b) um 32 mehr oder weniger ungestörte Gewässer aus dem Havelgebiet ergänzt werden. Eine zweite, vornehmlich räumliche Erweiterung erfuhr der Profundaldatensatz um 13 Profundalproben aus Seen verschiedener Typen in Schleswig-Holstein (Schönfelder 2004a). Auf der Basis dieses mittelgroßen Eichdatensatzes wurde durch bivariate Skalierung des Trophiegradienten ein diatomeenbasierter Trophieindex für Planktondiatomeen auf der Grundlage von Profundalproben (DI-PROF) abgeleitet (Schönfelder 2004a). Der Profundal-Eichdatensatz umfasst 95 Seen aus dem norddeutschen Jungglazialgebiet, die im Zeitraum 1995 – 2004 beprobt wurden. Ein Teil dieser Seen ist mit den regionalen Litoral-Eichgewässern (Schönfelder et al. 2002) und mit den Untersuchungsgewässern von Schaumburg et al. (2004 und in prep.) identisch. Die Gewässerauswahl schließt, wie der Litoraldatensatz, auch einige kleine saure Moorseen ein. Extrem nährstoffbelastete Gewässer sind noch etwas unterrepräsentiert.

Alle Profundal-Diatomeenproben wurden im Sommer des Probenahmejahres mittels Niederreiter-Fallrohr an der tiefsten Stelle der Seen gesammelt. Entnommen wurde der oberste Zentimeter des frischen Grundschlamm.

10.1.2 Der Diatomeenindex auf der Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal (DI-PROF)

Die hier beschriebene Version des DI-PROF basiert auf methodischen Erfahrungen, die bei Voruntersuchungen zum Diatomeenplankton Schleswig- Hosteinischer Seen im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein gemacht wurden (Schönfelder 2004a) und entspricht einer gekürzten Fassung der Weiterentwicklung, die im Rahmen des Havelberichts (Schönfelder 2004b) erfolgte. Der DI-PROF wurde im Rahmen des Havelberichts reskaliert, um ihn auf die Diatomeenindizes für benthische Formen numerisch abzugleichen. Weiterhin wurde auch der Bezug zu den diatomeenökologisch abgrenzbaren Trophieklassen verbessert.

10.1.2.1 Exploration und Reduktion des Eichdatensatzes

Die Diatomeendaten von Profundalproben aus 96 Seen in Brandenburg, Berlin und Schleswig-Holstein wurden zum Zwecke der Erarbeitung eines Indexes zur Klassifizierung der Trophie von Seen anhand von Diatomeenschalen aus dem Profundalschlamm zu einem Eichdatensatz zusammengefasst. Vor der Aufstellung des Trophieindexes wurde eine Korrespondenzanalyse (CA) durchgeführt mit dem Ziel, Seen mit außergewöhnlicher Diatomeenflora zu enttarnen und sie für die weitere Analyse zu passivieren. Als Ausreißer wurden 5 kleine (< 10 ha) saure (Kleine Göhlenze, Kleiner Milasee, Große Göhlenze, Luchsee bei Krausnick) oder ehemals saure (Pichersee) Seen ermittelt und aus dem weiteren Kalibrationsprozess ausgeschlossen. In die nachfolgenden multivariaten Analysen gingen die übrigen 91 Seen ein.

Von den 460 Taxa wurden 155 ausgeschlossen, weil sie nur in einem oder zwei Seen vorkamen. Die Analyse wurde mit den 305 im Profundal größerer (> 10 ha) neutraler bis alkalischer Seen in Norddeutschland am weitesten verbreiteten Diatomeentaxa durchgeführt.

10.1.2.2 Optimierung des Eichdatensatzes auf den Trophiegradienten

Der Datensatz aus den 91 neutralen bis alkalischen Seen Norddeutschlands wurde zunächst mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA, TER BRAAK 1986) daraufhin untersucht, ob die Unterschiede im Salzgehalt oder die Unterschiede in der Nährstoffverfügbarkeit den größeren Teil der biozönotischen Unterschiede zwischen den Seen erklären. Ein eventueller starker Einfluss eines Salinitätsgradienten auf die biozönotischen Unterschiede der Seen kann die Ableitung eines Trophieindexes stören.

Als Indikator des Salzgehaltes diente die Chloridkonzentration, die aus allen Seen durch Messwerte belegt ist. Als Messgröße der Nährstoffverfügbarkeit dienten die Konzentrationen an gesamtem Phosphor (TP) und gesamtem Stickstoff (TN), die für die Eichgewässer ebenfalls, teils durch mehrjährige Messreihen (siehe Schönfelder et al. 2002), bekannt sind.

Die Vorwärtsauswahl der drei betrachteten Umweltvariablen in der CCA zeigte, dass TP, TN und Cl einen starken und signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der Diatomeenreste im Profundalsediment haben. Bei einzelner Betrachtung erklären Unterschiede des TP 8,5 % der biozönotischen Varianz im Eichdatensatz, die Unterschiede im TN der Seen vermögen

6,9 % der Unterschiede der Diatomeenflora zu erklären, die Unterschiede in der Chloridkonzentration erklären 4,9 % der biozönotischen Gesamtvarianz im Eichdatensatz. TP ist also im Vergleich zur Chloridkonzentration in den ausgewählten Eichgewässern eine stärkere Einflussgröße.

Da bei der anthropogenen Eutrophierung zumeist nicht nur TP allein, sondern auch TN mit steigt, also Interkorrelationen auftreten, stellte sich die Frage, ob der Trophiegradient nicht auch hinreichend mit TP allein erklärt werden kann, und ob damit auf die Einbeziehung von TN bei der Formulierung des Trophiegradienten nicht vielleicht verzichtet werden kann. Also wurde der Einfluss von TP auf die Diatomeen des Eichdatensatzes statistisch eliminiert und der verbleibende Erklärungswert von TN getestet. Er betrug 3,3 % der Gesamtvarianz, die sich im Monte-Carlo-Permutationstest als hochsignifikant erwiesen ($p < 0.0001$; 9.9999 Permutationen). Mit anderen Worten, weniger als die Hälfte des scheinbar durch TN erklärbaren Einflusses auf Diatomeen ist auf die Wirkung von TN allein zurückzuführen. In jedem Falle wirkt also TN in hohem Maße unabhängig vom TP auf die Diatomeengemeinschaften. Demzufolge war es notwendig, TN in das Trophiegradientenmodell einzubeziehen und zwar im Vergleich zum TP etwas herabgewichtet.

Für die Anwendung des DI-PROF-Indexes muss betont werden, dass der diatomeenökologische Brackwasserbereich nach Befunden von Juggins (1992) ab ca. 100 mg/l Chlorid beginnt und die Anwendbarkeit der hier entwickelten Trophieindikationsmethode oberhalb dieses Schwellenwertes noch erprobt werden müsste.

10.2 Entwicklung des Trophieindex DI-PROF

Mit einer CCA mit TP und TN als den zwei einzigen einbezogenen Umweltvariablen wurden die Optima und Toleranzen der 305 verbreitetsten Diatomeenarten entlang des Trophiegradienten ermittelt. Darunter waren 27 Arten mit gelegentlich oder überwiegend planktischer Lebensweise in Seen. Der Trophiegradient wurde zur Ableitung des DI-PROF nicht allein auf der Basis dieser 27 Planktonformen festgelegt, sondern die verbreitetsten 278 benthischen Formen wurden als "ökologische Stütze" des mit den Nährstoffkonzentrationen am engsten korrelierten biozönotischen Hauptgradienten in der multivariaten Analyse mitgeführt.

Die Dominanz- und Toleranzwerte der planktischen Diatomeentaxa wurden verwendet, um ausgehend von Profundalproben die Lage beliebiger Süßwasserseen in Norddeutschland auf dem Trophiegradienten mit der Methode der gewichteten Mittelwertbildung (WA, TER BRAAK & VAN DAM 1992) zu indizieren. Dazu wurde der Trophiegradient umskaliert. In der CCA reicht er von -1 bis $+1$. Diese Skala wurde für die Bewertung mit benthischen Diatomeen aus praktischen Erwägungen heraus auf 1,0 bis 5,0 transformiert. Man erhält so, ähnlich wie mit dem LAWA-Trophieindex, eine leichtere Orientierung über die Einstufung des Sees zu Trophiestufen. Da der DI-PROF mittels Direktgradientenanalyse erarbeitet wurde, ist eine direkte Korrelation zum $\ln(TP+1)$ gegeben. Damit ist der Index künftig grundsätzlich beliebig weit in beide Richtungen extrapolierbar, z.B. wenn ultraoligotrophe oder hypertrophe Seen mit weiteren Arten in den Eichdatensatz aufgenommen werden sollen.

Tabelle 28: Maximale und mittlere Dominanzwerte (relative Individuenzahlen bezogen auf alle Schalen) der planktischen Diatomeenarten in den 91 Profundalproben aus norddeutschen Seen.

Taxon	Maximale Dominanz [%]	Mittlere Dominanz [%]
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	10,3	0,30
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	28,7	5,39
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	44,4	4,63
<i>Aulacoseira islandica</i> ssp. <i>helvetica</i> (O.Müller) Simonsen	46,1	1,31
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	21,8	0,86
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O.Müller) Haworth	36,0	0,67
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	39,6	3,19
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hell.) Theriot, Stoermer & Håkansson	1,3	0,17
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	54,9	7,23
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>unipunctata</i> (Hustedt) Håkansson & Carter	4,8	0,42
<i>Cyclotella krammeri</i> Håkansson	1,8	0,12
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	3,1	0,17
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	30,4	2,36
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	24,4	3,37
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Håkansson	2,3	0,06
<i>Cyclotella tripartita</i> Håkansson	21,5	0,26
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	14,3	1,58
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	45,7	4,23
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	15,0	1,74
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	72,3	14,10
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Hickel	27,5	4,62
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	52,3	3,75
<u>Arten mit ungenügender Datenbasis in rezenten Proben</u>		
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	39,7	2,58
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	1,2	0,02
<i>Cyclotella glomerata</i> Bachmann	0,6	0,01
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	4,8	0,26
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	5,2	0,34
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	6,5	0,65

Für die Bestimmung des DI-PROF genügt es, wenn ca. 500 Diatomeenschalen der planktischen Massenformen ausgezählt werden. Um dahin zu kommen wurde wie folgt vorgegangen:

1. Die rein rechnerisch ermittelten Optima und Toleranzen der planktischen Arten wurden darauf hin geprüft, ob sie für eine ausschließlich auf Diatomeenplankton basierte Trophiebewertung der Seen hinreichend valide sind. Arten mit Nachweisen aus weniger als 4 - 5 Seen wurden ebenso gestrichen, wie Arten, deren wirkliche ökologische Bandbreite heute nicht mehr genau ermittelt werden kann.

Das trifft z.B. auf die im gesamten Holozän bis heute in Norddeutschland sehr verbreitete Art

Aulacoseira ambigua zu, die z. B. in den letzten 8.000 Jahren und auch rezent ihre größte Entfaltung mit > 40 % Dominanz in den polytrophen polymiktischen Flusseen des Haveleinzugsgebietes (z.B. Schwielowsee) hatte und hat. In einer ca. 20 m langen Sedimentkernsequenz des im Rahmen des Havelprojektes untersuchten, von Natur aus nährstoffarmen Wittwesees bei Rheinsberg ist diese Art neben *Navicula vulpina* (!) die dominante Diatomee im Zeitraum 1.000 BC bis 1.000 AD und hatte während dieser Zeit *Cyclotella comensis* verdrängt. Da der Wittwese mit einem Einzugsgebiet von nur 1,5 km², in dem sich in den letzten 10.000 Jahren auch nichts limnologisch Relevantes verändert hat, hydrologisch und limnochemisch maximal verschieden vom Schwielowsee ist, kann das an rezenten Daten ermittelte Optimum der Art im hypertrophen Bereich nicht als gesichert gelten. Die in unserem Naturraum vorkommenden Diatomeenklone können mit dieser einen Ausnahme als synökologisch außerordentlich stabil eingemischt betrachtet werden. In anderen Naturräumen bedürfen sie der Überprüfung!

2. Die aus der CCA erhaltenen Optima und Toleranzen der 21 planktischen Arten des Eichdatensatzes mit hinreichend guter Datenlage in den 91 Eichgewässern und die zentrische (und damit zähltechnisch gut mit erfassbare) Litoralform *Cyclotella meneghiniana* wurden herangezogen, um einen provisorischen Trophieindex für alle 96 untersuchten Seen zu errechnen. Zur Vereinfachung wurden die Toleranzwerte der CCA entsprechend $g=1/t^2$ (TER BRAAK & VAN DAM 1992) in Gewichtungswerte g umgerechnet. Diese wurden für zwei stenöke Arten oligotropher Seen auf 4,0 reduziert, um diese Arten nicht überzubewerten. Für alle anderen Arten wurden die Gewichtungswerte auf eine Dezimale gerundet, um die Anwenderfreundlichkeit zu erhöhen. Der so ermittelte provisorische Trophieindex ("DI-PROV") reichte von -0,8 bis +0,8.

3. Der provisorische Index wurde für den benthischen Diatomeenindex (DI-BENT) entsprechend der Transformationsgleichung

$$\text{DI-BENT} = 2,50 + 1,8 * \text{DI-PROV}$$

in eine Skala zwischen 1 und 5 umgerechnet. Der Index für planktische Diatomeen (DI-PROF) wurde an diesem Schwesternindex kalibriert.

Durch die rechnerische Expansion des Wertebereichs wurde der Mittelpunkt der CCA also lediglich von 0,00 auf 2,50 verschoben, so dass ein durchschnittlicher mäßig eutropher See aus Norddeutschland einen Trophieindex von 2,50 erhält. Durch die Multiplikation mit 1,8 wurde eine Streckung des Wertebereichs von 1,6 auf 3 Skaleneinheiten erreicht. Der DI-PROF ist damit hinsichtlich seiner Skalierung mit dem LAWA-Trophieindex vergleichbar, jedoch nicht direkt auf diesen abgeglichen worden, sondern vielmehr auf den biozönotischen Gradienten der benthischen Diatomeen in Profundalproben norddeutscher Seen, der maßgeblich entlang des im Naturraum aufgespannten Gradienten der TP-Konzentration orientiert ist und lediglich in Anlehnung an den LAWA-Trophieindex ebenfalls von 1,0 bis 5,0 skaliert wurde.

4. Die Trophieoptima der 22 Indikatorarten wurden entsprechend der Transformationsgleichung $\text{Optimum DI-PROF} = 2,50 + 1,8 * \text{Optimum DI-PROV}$ reskaliert, die aus der CCA abgeleiteten Gewichtungsfaktoren (1-4 mit einer Dezimale) blieben gleich.

In der Tabelle 29 sind die Trophieoptima und Toleranzen der 22 Indikatorartaxa aufgeführt.

Tabelle 29: Trophieoptima und toleranzabhängige Gewichtungswerte für 22 Diatomeenarten des Phytoplanktons (Basis: Profundalproben) sowie für 6 Arten mit ungenügender Datenbasis (G-PROF = 0; zur Zeit nicht zur Bewertung zu nutzen).

Taxon	Trophieoptimum	Gewichtungswert
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	4,79	2,4
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	2,55	1,1
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	3,99	1,5
<i>Aulacoseira islandica</i> ssp. <i>helvetica</i> (O.Müller) Simonsen	3,15	1,0
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	3,40	1,0
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O.Müller) Haworth	2,21	1,7
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	3,82	1,4
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hell.) Theriot, Stoermer & Håkansson	4,51	2,6
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	1,01	2,4
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>unipunctata</i> (Hustedt) Håkansson & Carter	1,19	1,3
<i>Cyclotella krammeri</i> Håkansson	1,24	2,5
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	4,57	1,7
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	1,83	1,9
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	2,34	1,2
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Håkansson	0,73	4,0
<i>Cyclotella tripartita</i> Håkansson	0,53	4,0
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2,55	1,3
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	2,44	1,4
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	3,73	1,5
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	2,79	1,3
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Hickel	3,16	1,4
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	1,24	3,2
<u>Arten mit ungenügender Datenbasis in rezenten Proben</u>		
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	(3,90)	(0)
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	(4,78)	(0)
<i>Cyclotella glomerata</i> Bachmann	(4,00)	(0)
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	(2,01)	(0)
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	(3,00)	(0)
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	(2,73)	(0)

Die Referenzzustände der drei neuen Diatomeenindizes wurden für die Seentypen 10 und 13 raumbezogen, für die Seentypen 11 und 12 anhand der fossilen Proben aus den untersuchten Sedimentkernen und für den Seentyp 14 auf der Grundlage von Analogien mit den Typen 13 und 11 abgeleitet.

Die Tabelle 30 gibt eine Zusammenfassung der vorgeschlagenen Trophieklassen. Eine über die vorgeschlagenen 10 Stufen hinausgehende Teilung des Trophiegradienten ist sicher möglich, wird aber nicht für zweckmäßig gehalten. Die planktischen Diatomeen reagieren derart sensibel auf Eutrophierung, dass bei einem mehr als nur geringfügig erhöhten Nährstoffeintrag eine Veränderung im Diatomeenplankton um mehr als nur eine der vorgeschlagenen Trophieklassen eintritt.

Tabelle 30: Auf der Indikation der Reste von Planktondiatomeen im Profundalschlamm basierende Trophieklassifikation für norddeutsche Seen (aus Schönfelder 2004b, Originaltabelle 5.6)

Kürzel	Name der Trophieklasse	Wertebereich der Diatomeenindizes DI-PROF, DI-BENT und DI-LIT	Bereich der Gesamtphosphorkonzentration [µg/l]
o	oligotroph	< 1,250	4,8 ... 9,3
m1	schwach mesotroph	1,250 – 1,749	9,3 ... 17
m2	stark mesotroph	1,750 – 2,249	17 ... 30
e1	eutroph	2,250 – 2,749	31 ... 55
e2	hoch eutroph	2,750 – 3,249	56 ... 97
p1	polytroph	3,250 – 3,749	98 ... 172
p2	hoch polytroph	3,750 – 4,249	173 ... 305
h1	hypertroph	4,250 – 4,749	306 ... 538
h2	stark hypertroph	4,750 – 5,249	539 ... 949
h3	extrem hypertroph	> 5,250	> 949

10.3 Vorschlag für ein Bewertungssystem

Anhand der natürlichen Obergrenzen des DI-PROF wurden Typen von Seen abgegrenzt. Als Ergebnis der Auswertung der rezenten und fossilen Diatomeenproben aus dem Profundal bzw. Sediment der Referenzgewässer wird eine Bildung trophieabhängiger Subtypen der Seen Norddeutschlands vorgeschlagen (Tabelle 31). Werden diese Subtypen, insbesondere innerhalb des Typs 10 nicht unterschieden, so ist eine Seenbewertung anhand von biologischen Qualitätskomponenten, die vom trophischen Zustand abhängen, nicht möglich, weil vom schwach mesotrophen bis hoch polytrophen Zustand alle Trophiezustände im Naturraum seit ca. 9.000 Jahren vertreten sind.

In Anlehnung an die Empfehlung der LAWA (1997) zur Bewertung der Seen anhand trophieanzeigender Merkmale der Beschaffenheit des Freiwassers wird hier vorgeschlagen, die Abweichung des aktuellen Trophiezustands vom Referenzzustand in Trophieklassen auszudrücken (s. Tabelle 30). Der ermittelte DI-PROF entspricht demnach einer bestimmten Trophiestufe, die im Vergleich zum Referenzzustand des Seentyps (Tabelle 31) bewertet wird und direkt einer Qualitätsstufe nach WRRL zugeordnet wird. Für diese Bewertungsvorschrift wurde berücksichtigt, dass innerhalb Norddeutschlands erhebliche Differenzen in den Abflussspenden vorkommen und dass deshalb Seen des gleichen Volumenquotienten innerhalb 2-3 Trophieklassen des DI-PROF liegen können.

Weiterhin wurde berücksichtigt, dass geschichtete Seen mit gleichem Volumenquotienten morphologisch sehr unterschiedlich sein können, was Auswirkungen auf die Konkurrenz zwischen Benthos und Plankton um die Nährstoffe haben kann.

Der DI-PROF ist für Seen mit Volumenquotienten > 15 (Typen 12, Subtypen 10d-g sowie 11c-

d) derzeit noch nicht sicher zu bewerten. Eine eventuelle Bewertung von Seen mit VQ > 15 nach den für die Subtypen 10b und 10c bzw. 11b zutreffenden Vorgaben sollte deshalb zumindest unter dem Vorbehalt der paläolimnologischen Bestätigung des entsprechenden Referenzzustands erfolgen.

Tabelle 31: Vorschlag für die Ableitung planktonökologischer Subtypen von Seen Norddeutschlands entsprechend ihrer unterschiedlichen relativen Größe des Einzugsgebietes im Verhältnis zum Seevolumen und der dementsprechend mit dem Volumenquotient ansteigenden (potenziell) natürlichen Trophie. Extrahiert aus Schönfelder (2004b, Originaltabelle 5.7).

Seetyp	Trophieklasse im Referenzzustand	Bewertung mit Qualitätsstufe				
		1	2	3	4	5
		bei aktuell vorhandenem DI-PROF - Wert (Basis: Planktondiatomeen)				
13	o – m1	< 1,75	1,75 ... 2,24	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	> 3,24
10a	o – m1	< 1,75	1,75 ... 2,24	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	> 3,24
10b*	m1 – m2	< 2,25	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	> 3,74
10c	m2 – Mitte e1	< 2,50	2,50 ... 2,99	3,00 ... 3,49	3,50 ... 3,99	> 3,99
14	o – m1	< 1,75	1,75 ... 2,24	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	> 3,24
11a	m1 – m2	< 2,25	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	> 3,74
11b	m2 – Mitte e1	< 2,50	2,50 ... 2,99	3,00 ... 3,49	3,50 ... 3,99	> 3,99

* retentionswirksame Seen vorgelagert, in Seenkette

Bestimmungsmerkmale der Subtypen: 10a: VQ < 5 und Verweilzeit > 10 Jahre

10b Lage in Seenkette mit mindestens einem vorgeschalteten geschichteten See und VQ > 5 und/oder Verweilzeit < 10 Jahre

10c Kein geschichteter See vorgeschaltet, sowie VQ > 5 oder Verweilzeit < 10 Jahre

11a Lage in Seenkette mit mindestens einem vorgeschalteten geschichteten See und/oder VQ < 5 und/oder Verweilzeit > 1 Jahr

11b VQ > 5 und/oder Verweilzeit < 1 Jahr, wenn Lage in Seenkette, dann kein geschichteter See vorgeschaltet

Die Trophie-Optima und Gewichtungswerte der 22 planktischen Diatomeen des Naturraums Berlin-Brandenburg sind in Tabelle 29: aufgelistet. Die Verrechnung erfolgt analog zum Trophieindex nach HOFMANN (1999), mit dem Unterschied, dass die Wurzel der Dominanzwerte als Abundanzmaß verwendet wird.

Es wird die Wurzel des Dominanzwertes (Prozentualer Anteil) jeder Art (DOM-W) mit dem Trophieoptimumwert (TO-PROF) und dem Gewichtungswert (G-PROF) der Art nach Tabelle 29: multipliziert und daraus die Summe gebildet (Nenner). Dieser Wert wird mit der Summe aller Gewichtungswerte mal der Summe aller Wurzeln der Dominanzwerte (Zähler) geteilt:

$$DI - PROF = \frac{\sum(\sqrt{DOM - W_i} \times TO - PROF_i \times G - PROF_i)}{\sum(\sqrt{DOM - W_i} \times G - PROF_i)}$$

Zur Bewertung wird der ermittelte DI-PROF nach Tabelle 31 entsprechend dem Seetyp mit einem Prädikat versehen.

11 Verschneiden der Metrics zu einer Gesamtbewertung

Für die Bewertung anhand des Phytoplanktons stehen insgesamt 4 Metrics zur Verfügung, wovon 3 (Metrics 1-3 s. Tabelle 32) anhand der in diesem Projekt entstandenen Datenbank entwickelt wurden. Der Metric „Profundalدياتomeen“ wurde in anderen Projekten (Schönfelder 2004 a u. b) entwickelt und unterliegt grundsätzlich einer anderen Probenahme- und Labortechnik.

Für die Verschneidung der 4 verschiedenen Metrics zu einer Gesamtbewertung in einen Gesamtindex wurde eine Gewichtung der Metrics vorgenommen, die sich aus den Vor- und Nachteilen der Einzelmetrics sowie ihrer Prognosegenauigkeit ableiten ließ.

Für die Priorisierung wurden Validierungstests sowohl mit den Kalibrationsdatensätzen als auch mit den Validierungsdatensätzen durchgeführt. Als Orientierungsgrößen zur Beurteilung der Ergebnisse kamen die Belastungskenngrößen „Index_trans“ und „Synthese-Degradationseinstufung“ (s. Kap. 4.1) zur Anwendung. Die Abbildung 44 gibt das Maß der Übereinstimmung der Bewertungen nach Metric 1 und 2 („Biomasseindex“ und Metric „Algenklassen“) hinsichtlich Handlungsbedarf im Vergleich zur Voreinstufung nach der Synthesedegradation wieder.

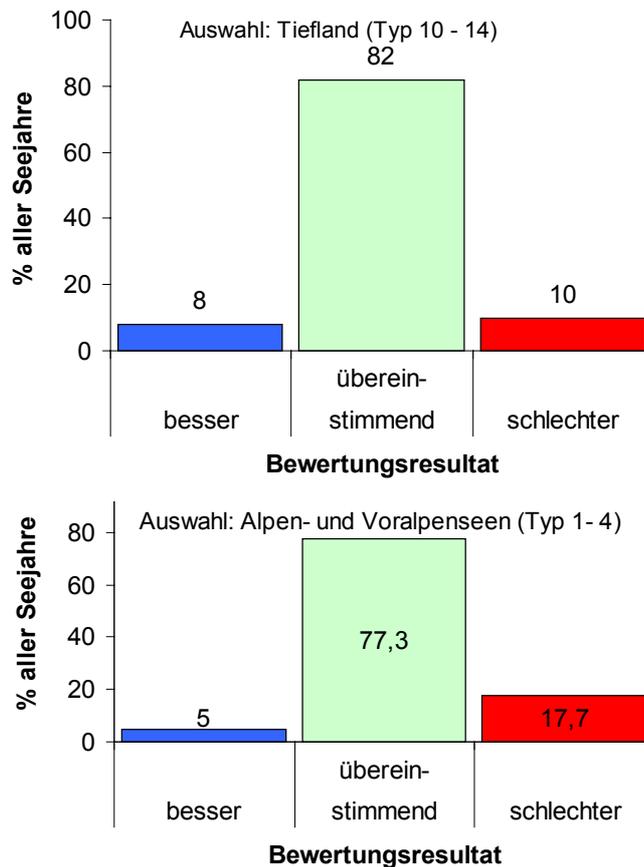


Abbildung 44: Übereinstimmung des Zustandes der Tieflandseen (n = 367) und der Alpen- und Voralpenseen (n=355) anhand des Mittelwertergebnisses aus Metric 1 („Gesamtbiovolumen“) und Metric 2 („Algenklassen“) im Vergleich zur Voreinstufung nach Synthese-Degradationseinstufung hinsichtlich der Entscheidung, ob Handlungsbedarf besteht: kein Handlungsbedarf („sehr guter“ oder „guter Zustand“ erreicht). Übereinstimmend = übereinstimmender Handlungsbedarf. Besser = besser eingestuft, so dass kein Handlungsbedarf besteht. Schlechter = schlechter als Voreinstufung, so dass Handlungsbedarf nach WRRL besteht.

Des Weiteren ergaben sich aus den verschiedenen Tests Stärken und Schwächen der einzelnen Metrics, die in folgender Übersicht zusammengefasst sind.

Tabelle 32: Vor- und Nachteile der entwickelten Metrics im Bewertungsverfahren.

Metric	Vorteile	Nachteile
1 „Gesamtbiovolumen“	Korreliert für TL-Seen eng mit LAWA-Trophie-Index	Da bisher Zellvoluminabestimmung nicht standardisiert, sind große Fehlbestimmungen möglich. Werte überlappen sich in den Degradationsklassen für Typ 4 und Typ 13 stark. Bewertungsgröße ist nicht allein von Trophie, sondern auch von Nahrungsnetzbeziehungen und Konkurrenz zu Makrophyten stark abhängig.
2 „Algenklassen“	Geringe Fachkenntnisse erforderlich Prognosegenauigkeit für TL-Seen hoch	Bewertet in den AVA-Seen ungenauer als in den Tieflandseen Es reagieren nie alle Arten einer Gruppe in die gleiche Richtung, deshalb immer Streuung der Werte je Degradationsklasse möglich
3 PTSI-Verfahren	Bewertung von Einzelterminen möglich Prognosegenauigkeit für AVA-Seen sowie für Seen des oligo- bis leicht eutrophen Bereichs des Tieflandes hoch	Bewertet in den ungeschichteten TL-Seen ungenauer als in den AVA-Seen und den TL-Seen Typ 13. kein Nachteil des Metric, sondern gute Fachkenntnis zur Determination nötig
4 „Profundaldiatomeen“	Einmalige, einfache Beprobung	Gilt nur für Tieflandseen zeitlich unscharf, da eine Sedimentoberflächenprobe ca. 5 Jahre integriert Noch zu geringe Anzahl an Testseen für Typ 13 und Typ 14 Gute Fachkenntnis zur Determination nötig

Etwa die Hälfte der Tieflandseen in den Validierungsdatensätzen konnte bisher mit dem PTSI-Verfahren nicht bewertet werden, weil die Bestimmungstiefe zu gering war und deshalb zu wenige Indikatorarten vorlagen. Im Praxistest soll geprüft werden, ob der Metric „Profundaldiatomeen“ (DI-Prof) eine Ergänzung zu dem PTSI im Tiefland darstellen kann. Dabei könnte die Determination der Diatomeenarten mithilfe von Schalenpräparaten in den Einzelproben des Jahres (vgl. Kap. Probenahmeverfahren) durch die einmalige Probenahme der sedimentierten Diatomeen im Profundal unterstützt werden. Dies wäre z.B. dann vorteilhaft, wenn die Diatomeenblüten der Frühjahrs- oder Herbstzirkulation durch die herkömmliche Probenahme nicht ausreichend erfasst werden konnten.

Als Ergebnis wird folgende Gewichtung der Metrics für die Seengruppen vorgeschlagen:

Gewichtungsfaktoren (gewichtete Mittelwertbildung) für die Gesamtbewertung anhand des Phytoplanktons				
* wenn PTSI nicht anwendbar (Indikatorarten kleiner als 4 im Mittel)				
Seetyp	Gesamtbiovolumen	„Algenklassen“	PTSI	Profundal-Diatomeen*
1	1	1	1	
2+3	1	2	2	
4	1	2	4	
10	1	1	2	2
11.1	2	2	1	1
11.2	4	2	1	
12	4	2	1	1
13	1	2	4	
14	1	1	1	1

Sowohl die Gewichtungsfaktoren als auch die Eingliederung des Metrics Profundaldiatomeen in die Gesamtbewertung werden im Laufe des Praxistests geprüft und falls notwendig angepasst.

12 Arbeitsanleitung zur Seenbewertung anhand des Phytoplanktons sowie Verschneidung der Einzelmetrics

12.1 Einführung sowie Ermittlung des Gesamtergebnisses

Die Seen müssen mit einem Wasserschöpfer nach der Probenahmenvorschrift (s. Anlage Kap. 18.2) beprobt werden. Es ist demnach eine Messfrequenz von mindestens 6 x pro Jahr vom Zeitraum April bis Oktober notwendig. Mindestens vier der Beprobungstermine müssen in der Vegetationsperiode Mai bis September liegen.

Für die Seebewertung anhand des Phytoplanktons müssen die biologischen Analysen nach der im Anhang (Anlage 18.2) vorgegebenen mikroskopischen Auswertungsstrategie erfolgt sein. Diese ist in Kombination mit der Mindestbestimmbarkeitsliste zu verwenden, die in der harmonisierten Taxaliste ausgewiesen ist (Anlage 18.3) und das erforderliche Bestimmungsniveau für das Phytoplankton festlegt. Die harmonisierte Taxonliste des Phytoplanktons wird im Praxistest nochmals überarbeitet. Aktuelle Versionen sind bis Ende des Jahres 2006 im Internet unter <http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/> unter Downloads erhältlich.

Es müssen für die Bewertung mindestens folgende Analyseergebnisse vorliegen:

- Typisierung des Gewässers nach den LAWA-Seentypen
- Zusätzlich Kenntnis der Einzugsgebietsgröße und des Seevolumens zur Unterscheidung von Subtypen im LAWA-Seetyp 10 sowie der mittleren Seetiefe für Subtypenunterscheidung im Seetyp 11 für die Phytoplanktonbewertung (s. Kap. 4.2.1).
- Ergebnis der Bestimmung und Auszählung des Phytoplanktons in tabellarischer Form in einer Datentabelle (Auswertungsprotokoll).

Dabei müssen jeder Zählkategorie eine Taxon-Identifikationsnummer (Taxa_ID) aus der harmonisierten Taxaliste zugeordnet werden. Ist eine Art in der harmonisierten Taxaliste nicht aufgeführt, erhält die Art die Taxon_ID des Gattungsnamens oder eines noch höheren taxonomischen Niveaus (Ordnung etc.). Ausnahme: Die Art ist in der Liste der Synonyme (Teil der harmonisierten Taxaliste) aufgeführt und kann entsprechend zugeordnet werden.

Einzelbiovolumina der Zählkategorien, die eine Art bei der Zählung in Größenklassen unterteilen, werden für das Auswertungsprotokoll unter dem Artnamen und der zugehörigen Taxon_ID aufsummiert. Die Berechnung der Biovolumina aus den Zählwerten erfolgt nach der mikroskopischen Vorschrift (Anlage 18.2). Das Auswertungsprotokoll ist eine Liste mit den Spalten: Messort; Datum; Taxon-ID; Taxonname; mittleres Zellvolumen (μm^3); Zellzahl (Zellen/ml); spezifisches Biovolumen (mm^3/l), wobei immer die Einzelzelle die Bezugsgröße ist.

Für die Bewertung anhand des Phytoplanktons sind 3 bzw. 4 Metrics anzuwenden. Die Analyseergebnisse müssen für die 3 Metrics vorab unterschiedlich zusammengefasst werden:

Metric	Zeitraum	Summierung von Taxabiovolumina je Termin
Gesamtbiovolumen	Mittelwert von April - Oktober	Alle (ohne heterotrophe Flagellaten)
„Algenklassen“	Unterschiedliche Bewertungszeiträume (s. Kap. 9.2)	Seetyp-spezifisch in Algenklassen oder –gruppen
PTSI	Einzeltermine	auf dem Niveau der Mindestbestimmbarkeitsliste

Es wird eine Auswertungssoftware z.B. auf Basis Access empfohlen, welche die Daten aus dem einheitlichen Auswertungsprotokoll zusammenfasst und die Indexberechnung durchführt. Für einige Tieflandseentypen soll ergänzend der Metric „Profundal diatomeen“ angewendet werden. Er muss zusätzlich zum PTSI-Indexverfahren ermittelt werden, wenn die Anzahl der erfassten Indikatorarten des PTSI-Indexverfahrens für einen See in einem Untersuchungsjahr kleiner als vier Indikatorarten/Probe im Jahresmittel ist oder wenn die Diatomeen der Einzelproben nicht anhand eines Diatomeenpräparates ermittelt wurde.

Die Zusammenführung der Einzelergebnisse der Metrics (s. Kap. 12.2 bis 12.5) zu einem Gesamtergebnis erfolgt durch gewichtete Mittelwertbildung. Die dafür notwendigen Gewichtungsfaktoren je nach Seetyp sind in Tabelle 33 aufgeführt.

Tabelle 33: Gewichtungsfaktoren für die Gesamtbewertung anhand des Phytoplanktons.

Gewichtungsfaktoren zur Bildung des multimetrischen Index				
Erläuterungen s. Kap. 10				
Seetyp	Gesamtbiovolumen	„Algenklassen“	PTSI	Profundal-Diatomeen*
1	1	1	1	
2+3	1	2	2	
4	1	2	4	
10	1	1	2	2
11.1	2	2	1	1
11.2	4	2	1	
12	4	2	1	1
13	1	2	4	
14	1	1	1	1

Die Berechnungsformel für die Gesamtbewertung anhand des Phytoplanktons lautet:

$$Phyto - Seen - Index = \frac{\sum_{1-4} (Metric_{1-4} \times Gewichtungsfaktor_{1-4})}{\sum_{1-4} (Gewichtungsfaktor_{1-4})}$$

12.2 Bewertung nach dem Metric „Gesamtbiovolumen“

Für die aufsummierten Taxabiovolumina des Phytoplanktons eines jeden Beprobungstermins werden folgende, schrittweise Mittelwertbildungen vorgenommen

1. Mittelwert aller Probenstellen. Voraussetzung dafür ist, dass der See an mehreren Stellen beprobt wurde und diese Messstellen in Seebecken liegen, die dem gleichen Seetyp angehören.
2. Monatsmittel dieser Gesamtbiovolumina, falls in einem Monat mehrmals beprobt wurde und
3. Mittelwert für den Zeitraum April bis einschließlich Oktober.

Die in dieser Weise gemittelten Gesamtbiovolumina werden nach den in Tabelle 34 aufgeführten Klassengrenzen einem Bewertungswert (B-Wert) zugeordnet (ganze Zahl), wobei die zugrunde gelegten Klassengrenzen dem Seetyp des zu bewertenden Sees entsprechen müssen.

Tabelle 34: Klassengrenzen des Phytoplanktonbiovolumens [in mm³/l] für die Seetypen (Spalte 3-6) Hartwasserseen der Alpen & Voralpen (Typ 1 – 4 in Kopfzeile) sowie der Tieflandseen (Typ 10 – 14, Kopfzeile) mit den dazugehörigen Bewertungsstufen mit dem Bewertungswert (B-Wert, Spalte 2).

	B-Wert	1	2+3 und 4	13	14
sehr gut	1	<1,5	<0,6	<0,8	<1,3
gut	2	1,5-<2,5	0,6-<1,2	0,8-<2,5	1,3-<5,5
mäßig	3	2,5-<7,0	1,2-<3,0	2,5-<5,0	5,5-<9,0
unbefried.	4	7,0-<11,0	3,0-<8,0	5,0-<10,0	9,0-<17,0
schlecht	5	>11	>8,0	>10	>17

	B-Wert	10	11.1	11.2	12
sehr gut	1	<3,0	<5,0	<10,0	<5,0
gut	2	3,0-<7,0	5,0-<10,0	10,0-<18	5,0-<10,0
mäßig	3	7,0-<12,0	10,0-<14,0	18,0-<28,0	10,0-<15,0
unbefried.	4	12,0-<20,0	14,0-<30,0	28,0-<40,0	15,0-<25,0
schlecht	5	>20	>30	>40	>25

12.3 Bewertung nach dem „Algenklassenmetric“

Auf Grundlage einer monatlichen Beprobung werden die Werte für jede Einzelkenngroße für ihren Bewertungszeitraum gemittelt. Die angegebenen Schwellenwerte werden nach

Tabelle 35 bis Tabelle 42 seetyp-spezifisch auf die zeitraumbezogenen Mittelwerte angewendet und je Einzelkenngröße ein Einzel-AK-Wert ermittelt. Unterscheidet eine Einzelkenngröße nur bestimmte Zustände und trifft für einen zu bewertenden Datensatz kein Kriterium zu, wird der Wert der trophieorientierten Voreinstufung nach dem Metric „Biomasseindex“ zur Weiterberechnung als Einzelkenngrößenwert (Einzel-AK-Wert) benutzt.

Das Bewertungsergebnis der 2 bis 4 Einzelkenngrößen wird je Gewässertyp durch Mittelwertbildung zum Metric „Algenklassen“ miteinander verrechnet.

Für die Seen in den Alpen und Voralpen wurde eine Sonderregel aufgestellt: Liegen die Vegetationsmittel der Cyanobakterien unterhalb von $4\text{mm}^3/\text{l}$, kann mit der Einzelkenngröße „Chloro+Crypto“ bewertet werden, liegt er oberhalb, wird der Zustand „schlecht“ mit der numerischen Ziffer 5 bewertet, unabhängig davon, welche Werte die Chlorophyceae und Cryptophyceae annehmen.

Tabelle 35: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für ungeschichtete Voralpenseen (Typ 1)

Typ 1	Einzel-AK-Wert	Biovolumen von Cyanobakterien	Summe Biovolumen Chlorophyceae + Cryptophyceae	Dominanzwert von Dinophyceae	Dominanzwert von Bacillariophyceae
		mm^3/l	mm^3/l	%	%
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: April - Oktober	Zeitraum: April - Oktober	Zeitraum: Juni - Juli	Zeitraum: Sept. – Okt.
Sonderregel		Wenn <4 dann wie nächste Spalte	Anwendung, wenn Cyanobakterien $<4\text{mm}^3/\text{l}$		
sehr gut	1				> 40%
gut	2		<0,4	>15 %	15-40 %
mäßig	3		>0,4 – 2,0	<15 %	< 15%
unbefriedigend	4		>2		
schlecht	5	≥ 4			

Tabelle 36: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3)

Typ 2+3	Einzel-AK-Wert	Biovolumen von Cyanobakterien	Summe Biovolumen Chlorophyceae + Cryptophyceae	Dominanzwert von Bacillariophyceae
		mm^3/l	mm^3/l	%
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: April - Oktober	Zeitraum: April - Oktober	Zeitraum: Juni-Juli
Sonderregel		Wenn <4 dann wie nächste Spalte	Anwendung, wenn Cyanobakterien $<4\text{mm}^3/\text{l}$	
sehr gut	1		<0,1	> 50%
gut	2		0,1 – 0,4	30-50 %
mäßig	3		>0,4 – 0,7	20-30 %
unbefriedigend	4		>0,7	5- 20 %
schlecht	5	≥ 4		< 5%

Tabelle 37: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für Alpenseen (Typ 4)

Typ 4	Einzel-AK-Wert	Biovolumen von Cyanobakterien	Summe Biovolumen Chlorophyceae + Cryptophyceae	Dominanzwert von Dinophyceae	Dominanzwert von Bacillariophyceae	Dominanzwert von Chrysophyceae
		mm ³ /l	mm ³ /l	%	%	%
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: April - Oktober	Zeitraum: April - Oktober	Zeitraum: Juni - Juli	Zeitraum: Sept. – Okt.	Zeitraum: April - Oktober
Sonderregel		Wenn <4 dann wie 4te Spalte	Anwendung, wenn Cyanobakterien <4mm ³ /l			
sehr gut	1		< 0,1		> 40%	
gut	2		0,1 – 0,2	>10 %		> 5%
mäßig	3		0,2 – 0,4	5- 10 %		2- 5 %
unbefriedigend	4		> 0,4	< 5 %	< 10%	< 2%
schlecht	5	≥4				

Tabelle 38: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für geschichtete Tieflandseen (Typ 10)

Typ 10	Einzel-AK-Wert	Summe Biovolumen von Cyanobakterien und Dinophyceae	Biovolumen von Chlorophyceae	Dominanzwert von Chrysophyceae	
		mm ³ /l	mm ³ /l	%	
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: Juni - Juli	Zeitraum: April - Oktober	
sehr gut	1	<1,5		>3%	
gut	2	1,5 - 5	<0,2	1-3 %	
mäßig	3	>5-8	0,2-0,5	< 1 %	
unbefriedigend	4	>8-15	0,5 - 1		
schlecht	5	>15	>1		

Tabelle 39: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für geschichtete Tieflandseen (Typ 13)

Typ 13	Einzel-AK-Wert	Summe Biovolumen von Cyanobakterien und Dinophyceae	Dominanzwert von Chrysophyceae
		mm ³ /l	%
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: April - Oktober
sehr gut	1	<0,5	>3%
gut	2	0,5 – 1,5	1-3 %
mäßig	3	>1,5 - 3	< 1 %
unbefriedigend	4	>3 - 10	
schlecht	5	>10	

Tabelle 40: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für ungeschichtete Tieflandseen (Typ 11)

Typ 11	Einzel-AK-Wert	Biovolumen von Cyanobakterien	Biovolumen von Chlorophyceae	Dominanzwert von Dinophyceae	Dominanzwert von Bacillariophyceae
		mm ³ /l	mm ³ /l	%	%
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: Juni - Juli	Zeitraum: Juni - Juli	Zeitraum: April - Mai
sehr gut	1			>10%	
gut	2	<6,0		7-10%	>60 %
mäßig	3	6- 12		1,5 - 7%	45-60 %
unbefriedigend	4	>12 - 25	0,5 - 3	<1,5%	30-45 %
schlecht	5	>25	> 3		< 30 %

Tabelle 41: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für Flusseen (Typ 12)

Typ 12	Einzel-AK-Wert	Biovolumen von Cyanobakterien	Biovolumen von Chlorophyceae	Dominanzwert von Bacillariophyceae
		mm ³ /l	mm ³ /l	%
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: Juni - Juli	Zeitraum: Juli - August
sehr gut	1			
gut	2	<6,0		>50 %
mäßig	3	6- 12		
unbefriedigend	4	>12 – 25		
schlecht	5	>25	> 2	< 10 %

Tabelle 42: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für ungeschichteten Tieflandseen (Typ 14)

Typ 14	Einzel-AK-Wert	Biovolumen von Cyanobakterien	Biovolumen von Chlorophyceae
		mm ³ /l	mm ³ /l
indizierte Degradationsklasse:		Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: Juni - Juli
sehr gut	1		
Gut	2	<1,5	< 2
Mäßig	3	1,5- 5,0	
unbefriedigend	4	>5 – 15	
schlecht	5	>15	> 0,5

12.4 Bewertung nach dem Metric Phytoplankton-Taxon-Seen-Index (PTSI)

Die Anwendung der Trophie-Indikatoren und deren Trophieankerwerte erfolgt in der für die bekannten limnologischen Indices z.B. Saprobienindex nach DIN 38410 oder Diatomeenindex nach Hofmann (Schaumburg et al. 2004) üblichen Weise und auf Basis eines Probenbefundes.

Der PTSI pro Probe errechnet sich wie folgt:

$$PTSI = \frac{\sum (Abundanzklasse_i \times TAW_i \times Stenökiefaktor_i)}{\sum (Abundanzklasse_i \times Stenökiefaktor_i)}$$

PTSI = Phytoplankton-Taxa-Seen-Index pro Probe

Abundanzklasse_i = Abundanzklasse des i-tes Taxons in der Probe, Biovolumenklassen nach Tabelle 43.

TAW_i = Trophieankerwert des i-ten Indikatortaxons

Stenökiefaktor_i = Stenökiefaktor des i-ten Indikatortaxons

Die Trophieankerwerte sowie die Stenökiefaktoren der Indikatortaxa sind den Tabellen im Anhang zu entnehmen (Anhang Tabelle 49 bis Tabelle 51).

Die Abundanzklassen können anhand der Tabelle 43 gebildet werden.

Tabelle 43: Klassenbildung des Biovolumens eines Indikatortaxons zur Verrechnung im PTSI.

Klassen Biovolumen (mm ³ /l)	Abundanzklasse
≤ 0,0001	1
> 0,0001-0,001	2
> 0,001-0,01	3
> 0,01-0,1	4
> 0,1-1	5
> 1-10	6
> 10	7

Schrittweises Vorgehen zur Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse nach dem PTSI:

1. Der PTSI muss zunächst für jeden Probenbefund einzeln errechnet werden. Für die trophische Beschreibung des gesamten Seenjahrens, in dem die Einzeltermine möglichst gleichmäßig verteilt liegen sollten, ist eine arithmetische Mittelung durchzuführen. Die Grenzen einer sinnvollen Trophie-Indikation liegen bei mindestens vier Indikatortaxa/Probe und im Jahresmittel sowie einer minimalen Summe der Abundanzklassen von 12 (genauere Erläuterung s. Kap. 9.5.3).

2. Ermittlung der Trophieklasse (gemäß LAWA-Klassifizierung) anhand des Jahres-PTSI mit Tabelle 44.

Tabelle 44: Ermittlung der Trophieklasse mit dem PTSI (entspricht der Zuordnung der Trophieklassen von LAWA 1999, modifiziert).

PTSI	Trophieklasse	Abkürzung
0,5-1,5	oligotroph	o
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	m1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	m2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	e1
> 3,0 – 3,5	eutroph 2	e2
> 3,5 – 4,0	polytroph 1	p1
> 4,0 – 4,5	polytroph 2	p2
> 4,5	hypertroph	h

3. Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse anhand des PTSI des zu bewertenden Seenjehres nach Tabelle 45.

Tabelle 45: Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse nach PTSI.

Zustandsklassen/ Typisierungskriterium	Seen- Subtyp	Referenztrophi- sehr gut	gut	mäßig	unbefrie- digend	schlecht
Alpen und Voralpen		1	2	3	4	5
Voralpen, polymiktisch	1	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
Alpen, geschichtet	4	< 1,5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	> 3,0
Voralpen, geschichtet	2+3	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
Norddeutsches Tiefland		1	2	3	4	5
geschichtet u. VQ 1,5 – 15	10.1	< 2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	> 4,0
geschichtet u. VQ >15	10.2	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
geschichtet u. VQ < 1,5	13	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
polymiktisch, VQ > 1,5 u. mittlere Tiefe > 3 m	11.1	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
polymiktisch, VQ > 1,5 u. mittlere Tiefe ≤ 3 m	11.2	< 3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	4,5-5,0	> 5,0
Flusseen polymiktisch	12	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
polymiktisch u. VQ < 1,5	14	< 2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	> 4,0

12.5 Bewertung nach dem Metric „Profundaldiatomeen“

Die Beprobung und Bestimmung für die Profundaldiatomeen erfolgt nach den Vorgaben der Beprobungsvorschrift (Anhang Kap. 18.2). Dazu muss im Untersuchungszeitraum eine Sedimentprobe von der Sedimentoberfläche (0 - 1cm) an der tiefsten Stelle im See entnommen werden (Details s. Anlage 18.2).

Die in der Sedimentprobe enthaltenen Diatomeenschalen werden aufbereitet und präpariert. Anhand von Diatomeen-Dauerpräparaten (Einbettung in hochbrechendem Kunstharz) wird im

Durchlichtmikroskop bei 1200facher Vergrößerung mit Ölimmersionsobjektiven einer numerischen Apertur > 1,30 die relative Zusammensetzung der Planktondiatomeen ermittelt. Die ermittelten Dominanzwerte der planktischen Arten (DOM-W_i) werden wie in Kapitel 10 dargestellt mit einem Trophieoptimumwert (TO-PROF_i) und einem Gewichtungswert (G-PROF_i), die der Tabelle 29 artspezifisch entnommen werden, verrechnet, um für jede Probe den Trophieindex für planktische Diatomeen in Profundalproben DI-PROF zu ermitteln.

Die genaue Berechnung des DI-PROF einer Probe *k* erfolgt nach folgender Gleichung:

$$DI - PROF_k = \frac{\sum(\sqrt{DOM - W_{i,k}} \times TO - PROF_i \times G - PROF_i)}{\sum(\sqrt{DOM - W_i} \times G - PROF_i)}$$

DI-PROF_k = Trophieindex für planktische Diatomeen in einer Profundalprobe *k*

DOM-W_{i,k} = Prozentanteil des *i*-ten Taxons in der Probe *k*

TO-PROF_i = Trophieoptimum des *i*-ten Taxons

G-PROF_i = Gewichtungswert des *i*-ten Taxons

Anhand des Wertes des DI-PROF wird die Probe nach Tabelle 31 einer Qualitätstufe (1-5) zugeordnet. Dabei ist die sehr unterschiedliche Referenztrophy der Seetypen bzw. Subtypen zu beachten.

13 Zusammenfassung

Zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird eine Bewertung der stehenden Gewässer anhand der im Freiwasser schwebenden Algen (Phytoplankton) gefordert. Das Phytoplankton dient als Belastungsanzeiger für die Eutrophierung, die durch ein übermäßiges Nährstoffangebot verursacht wird. Dabei wird Phosphor in den meisten Ansätzen zur Steuerung der Trophie angesehen, obwohl auch Stickstoff und Silizium begrenzende Faktoren für die Phytoplanktonentwicklung sein können. Auf eine Eutrophierung reagiert das Phytoplankton in den verschiedenen Seentypen sowohl in der Artenzusammensetzung als auch in der Ausprägung der Biomasse unterschiedlich intensiv, da sein Wachstum durch weitere Steuergrößen wie Durchmischungstiefe (Mixis) und Aufenthaltszeit gesteuert wird, aber auch biogen durch die Nahrungsnetzbeziehungen sowie durch die Konkurrenz zu anderen Primärproduzenten (Makrophyten und Phytobenthos) unterschiedlich stark beeinflusst wird. Deshalb fordert die WRRL ein gewässertypspezifisches Bewertungsverfahren.

Eine vorbereitende Literaturstudie (Knopf et al. 2000, Nixdorf et al. 2000) ergab, dass es für stehende Gewässer in Deutschland weder ein geeignetes Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton noch eine standardisierte Methode zur Erfassung gibt. Deshalb wurde durch die Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA) ein Forschungsvorhaben mit dem Ziel beauftragt, ein Bewertungsverfahren für Seen mittels Phytoplankton zu entwickeln.

Der vorliegende Bericht dieses Projektes stellt dazu einen Bewertungsvorschlag vor, der auch eine Vorschrift zur Probenahme und zur mikroskopischen Analyse (s. Anlage 18.2) enthält. Für das Projektziel war die Ausarbeitung

- eines harmonisierten Datenbestandes zum Phytoplankton in Deutschland aus vorhandenen Untersuchungsergebnissen
- einer Beschreibung von Referenzbedingungen für einzelne Seentypen
- von Hilfsgrößen zur seentyp-spezifischen Belastungsbeschreibung (Degradation)
- einer biozönotisch begründeten Seentypdefinition
- mehrerer phytoplankton-basierter Kenngrößen einschließlich einer Indikatorliste
- einer Mindestbestimmbarkeitsliste und
- eines Verfahrensvorschlages zur Probenahme und mikroskopischen Analyse notwendig.

Die Eutrophierung wird für das Phytoplankton in Seen Deutschlands als der Hauptbelastungsanzeiger angesehen. Sie wird durch die in Seen bislang üblichen Trophieparameter Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration sowie Sichttiefe mittels des LAWA-Verfahrens (1999) eingeschätzt, wodurch eine trophische Erstbewertung der Seen anhand der vorliegenden Auswertungsdatensätze im Rahmen dieses Projektes erfolgte.

Zur Typisierung der Seen mit den erfassten Auswertungsdaten der Länder diente im ersten Schritt der Vorschlag der LAWA (Mathes et al. 2002). Dort gehen die Ökoregion (Tiefland, Alpen und Voralpen), das sommerliche thermische Schichtungsverhalten, der Volumenquotient des Sees ($VQ = \text{Einzugsgebietsgröße} / \text{Seevolumen}$) sowie die Härte des Seewassers (Ca-Gehalt) zur Typisierung ein.

Die Projektdatensammlung zum Phytoplankton aus den Überwachungsprogrammen der Bundesländer war für die LAWA-Seentypen 4 (Alpenseen), 10 und 13 (geschichtete) sowie für

11 (polymiktische Tieflandseen) ausreichend. Für die polymiktischen (Seetyp 1) und geschichteten Voralpenseen (Seetyp 2 und 3), Mittelgebirge (Seetyp 5 – 9), für die Flusseen (Seetyp 12) und für die polymiktischen Tieflandseen mit kleinem Volumenquotienten (Seetyp 14) war die Anzahl der Beispielseen kleiner als 15 oder diese waren sehr ungünstig im Trophiespektrum verteilt, so dass hierfür ein Bewertungsentwurf mit nur eingeschränkter Aussagekraft abgeleitet werden konnte. Da es nur wenige natürliche Mittelgebirgsseen in Deutschland gibt und die Talsperren und Abgrabungsseen nicht Teil des Auftrages waren, können die Seen dieser Ökoregion bisher nicht anhand ihrer Phytoplanktonbesiedlung bewertet werden.

Es wurde eine seetyp-spezifischen Referenztrophy für alle Seentypen vorgeschlagen, welche die zulässige Obergrenze für den sehr guten Zustand nach WRRL und den Ankerpunkt für die Ableitung der 4 geforderten Degradationsklassen darstellte. Referenzzustände mussten besonders für die polymiktischen Tieflandseen aus paläolimnologischen Studien rekonstruiert werden, da der Auswertungsdatensatz nur eutrophierte Gewässer enthielt. Durch die Studien an einigen Tieflandseen konnte die anthropogen unbeeinflusste Trophie seentypspezifisch als Obergrenze rekonstruiert werden. Für sehr flache Tieflandseen (Subtyp 11.2) sind demnach noch Trophiezustände im eutroph 2-Bereich (nach LAWA 1999), und für geschichtete Tieflandseen mit sehr großem Einzugsgebiet ($VQ > 15$ = Subtyp 10.2) und tiefere ungeschichtete Tieflandseen ($VQ > 1,5$, Subtyp 11.1) im eutroph 1-Bereich noch als im „sehr guten Zustand“ befindlich zu werten.

Aufgrund der unterschiedlichen Neigung zur Biomasseausbildung und höherer Referenztrophy wurde der Seetyp „Polymiktische Tieflandseen mit einem Volumenquotienten größer 1,5 (Typ 11)“ mit Hilfe der mittleren Seetiefe ($Z_{\text{mean}} < 3\text{m}$) in 2 Subtypen unterteilt. Für „geschichtete Tieflandseen mit einem Volumenquotienten größer 1,5 (Typ 10)“ wurde mit zunehmendem Volumenquotienten eine erhöhte Referenztrophy angenommen und mit dessen Hilfe ($VQ > 1,5 - 15; > 15$) die Einteilung in die Subtypen 10.1 und 10.2 vorgenommen. Eine Zusammenlegung erfolgte für die geschichteten Voralpenseen, so dass eine Typgruppierung von Seetyp 2 und 3 entstand.

Im Vorfeld der Entwicklung der Bewertungsverfahren anhand der Artenzusammensetzung musste geprüft werden, ob die "top-down-Seentypologie" nach Mathes et al. (2002) hinsichtlich der biologischen Komponente Phytoplankton eine Relevanz besitzt. Des Weiteren sollte ermittelt werden, ob die wenigen Mittelgebirgsseen, für die im vorliegenden Projekt kein eigenes Bewertungsverfahren aufgrund der Datenlage ableitbar ist, in die Kalibrationsdatensätze des Tieflandes oder der Alpen integriert werden können. Die Tests wurden an verschiedenen Datenausügen der Phytoplanktonbefunde mit den Verfahren der Korrespondenzanalyse und der in der Pflanzensoziologie üblichen Tabellenarbeit durchgeführt.

Es zeigte sich, dass sich die Ökoregionen in ihren Phytoplankton-Biozönosen gut trennbar unterscheiden. Innerhalb der Ökoregionen konnten keine für die Seentypen spezifischen Artengemeinschaften gefunden werden. Für eine biozönotisch begründete Neugruppierung der Seen zu "neuen" Seentypen schien die Belastbarkeit der Daten aufgrund der taxonomischen Heterogenität zunächst nicht gegeben. Möglicherweise ergeben sich im Praxistest hierzu verwendbare Ergebnisse.

Aufgrund ihrer Artenzusammensetzung, theoretischer Überlegungen und statistischer Erfordernisse wurden folgende Seentypen zu Gruppen zusammengefasst:

- alle Alpen- und Voralpenseen zu einer Seengruppe. (Die Eingliederung des polymikti-

schen Voralpenseetyps 1 ist insbesondere durch die geringe Anzahl an Seen - insgesamt nur 5 - begründet.)

- alle geschichteten Seen des Tieflandes (Typ 10 und 13) zu einer Gruppe
- alle polymiktischen Seen des Tieflandes (Typ 11,12 und 14) zu einer Gruppe

Eine Eingliederung der Mittelgebirgsseen in die Seengruppen der Alpen und Voralpen oder des Tieflandes wurde aufgrund der zu unterschiedlichen Phytoplankton-Biozönosen nicht vorgenommen.

Das vorgestellte Bewertungssystem ist multimetrisch und umfasst für alle Seentypen mindestens die folgenden drei Bewertungskenngrößen:

- Biomasseindex (BMI)
- Metric „Algenklassen“ (Akl)
- Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)

In Sonderfällen soll eine vierte Kenngröße, welche die Zusammensetzung der im Laufe der Jahre sedimentierten planktischen Diatomeen bewertet (DI-PROF, Schönfelder 2004b), einbezogen werden.

Die drei (bzw. 4) Bewertungskenngrößen werden durch eine seetyp-spezifische Gewichtung miteinander verrechnet und zu dem Gesamtergebnis „Phytoplanktonseenindex“ (PSI) zusammengefasst.

Eine unterschiedliche Gewichtung war auf Basis des vorliegenden Auswertungsdatensatzes notwendig, da die Prognosegenauigkeit der Bewertungskenngrößen für die Trophiebereiche und Ökoregionen unterschiedlich hoch ist. Dies ist vermutlich methodisch bedingt (unterschiedliche Bestimmungstiefe in den Ökoregionen; unterschiedliche Erfassungsmethoden für das Gesamtbiovolumen), so dass für die Zukunft die Möglichkeit besteht, durch die hier vorgeschlagenen, standardisierten Erfassungsmethoden die Aussagegenauigkeit der Kenngrößen zu erhöhen und ihre Gewichtung zueinander zu verändern.

Dem „Biomasseindex“ wird das Saisonmittel zu Grunde gelegt, welches aus mindestens 6 Einzeluntersuchungsterminen im Zeitraum April bis einschließlich Oktober gebildet wird. Die Einzelkenngrößen, die zum Metric „Algenklassen“ beitragen, sind seetyp-spezifisch auf bestimmte Bewertungszeiträume begrenzt, weil ihre Ausprägung stark von der saisonalen Abfolge des Phytoplanktons (Sukzession) abhängig ist. Die Einzelkenngrößen beschreiben das Verhalten von Artgruppierungen zumeist auf Algenklassenniveau hinsichtlich ihres Dominanz-(Prozentanteil) oder ihres Biovolumenwertes entlang zunehmender Eutrophierung und damit Degradation.

Für den Phytoplankton-Taxa-Seen-Index wurden (PTSI) innerhalb der drei Seengruppen (Alpen- & Voralpenseen; polymiktische Tieflandseen und geschichtete Tieflandseen) nach einem schrittweisen und detailliert beschriebenen Prozedere Trophie anzeigende Taxa gefunden und deren Trophieschwerpunkte mittels Punkteverteilungen im Trophiespektrum sowie mittels numerischer Indices beschrieben. Die Ergebnisse sind in tabellarischer Form im vorliegenden Berichtsanhang enthalten und können anhand der Arbeitsanleitung zur Trophie-Indikation genutzt werden.

Die Indikatorlisten sind rein empirisch anhand der im Projekt aufgebauten Datenbank ermittelt. Das beschriebene Bewertungsverfahren PTSI wurde bereits mehrfach mit eigens dafür

zusammengestellten Validierungsdatensätzen, die nicht Bestandteil der Auswertungsdatensätze waren, getestet und verbessert. Diese Test- und Validierungsphase soll neben anderen Modifikationen im fortgeschriebenen Projekt des Praxistests mit neuen und taxonomisch gut differenzierten Seendatensätzen weitergeführt werden.

Aufgrund der teils mangelhaften und uneinheitlichen Bestimmungstiefe unterschritt bisher ein erheblicher Teil der Validierungsdatensätze des Tieflandes die geforderte Mindestzahl von 4 Indikatortaxa je Probe. Dies trat insbesondere in Untersuchungen auf, für die die planktischen Diatomeen bisher nicht mittels eines Diatomeenschalenpräparates bestimmt wurden. Die Diatomeen enthalten jedoch eine große Zahl trophie-anzeigender Indikatorarten, wie Schönfelder (2002, 2004) in ihren Studien zeigen konnte. Von ihr wurde u.a. ein DI-PROF-Verfahren (Schönfelder 2004b) als Baustein für eine WRRL-konforme Bewertung vorgestellt, welches Tieflandseen mittels einer Probe der Sedimentoberfläche im Profundal und der darin enthaltenen planktischen Diatomeen bewertet.

Mindestens für die Fälle, in denen aufgrund einer zu geringen Anzahl an Indikatorarten keine Bewertung mittels des PTSI-Verfahrens möglich ist, wird die Ermittlung des DI-PROF-Wertes zur Bewertung bestimmter Tieflandseentypen gefordert. Das Bewertungsergebnis des DI-PROF-Verfahrens wird in diesen Fällen in die Gesamtbewertung mittels eines eigenen Gewichtungsfaktors in den „Phytoplanktonseenindex (PSI)“ einberechnet.

Die im Tiefland häufig auftretende zu geringe Anzahl an Indikatorarten für das PTSI-Verfahren wird dadurch verursacht, dass die taxonomische Bestimmung des Phytoplanktons aus natürlichen Oberflächengewässern in Deutschland bisher keiner Normung unterlag. Um dieses Defizit zu beheben, wird erstmalig auf breiter und praxisorientierter Grundlage eine gemeinsame Taxaliste für das Phytoplankton in limnischen Oberflächengewässern vorgestellt. Sie ist Grundlage der Bewertungsverfahren zum Phytoplankton in Seen und Fließgewässern und durch die aktive Mitarbeit in dem parallel durchgeführten LAWA-Projekt zur „Erstellung eines Bewertungsverfahrens mittels Phytoplankton für Fließgewässer“ (Mischke et al. 2005) möglich worden. Die harmonisierte Taxaliste schlägt ein Mindestbestimmbarkeitsniveau für alle 1.200 gemeldeten Taxa vor, welches bei quantitativen Auswertungen von Lugol-fixierten Proben mittels der Utermöhl-Methode in Kombination mit Diatomeenanalysen für Bewertungszwecke im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie erreicht werden soll.

14 Literatur

- Andersen, N.J., B. Rippey, & C.E. Gibson (1993): A comparison of sedimentary and diatom-inferred phosphorus profiles: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. *Hydrobiologia* 253: 357-366.
- AWI Potsdam (2004): Transfer functions for palaeoenvironmental reconstructions. Internetveröffentlichung www.awi-potsdam.de/www-pot/geo/transfunc.html
- Brettum, P. (1989): Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.
- Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter, C., Wysujack, K., Berg, R. (2005): Die fischbasierte Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-WRRL. In: Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern . Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Schweizerbart. Stuttgart. *Limnologie Aktuell* 11: 91-104.
- Europäische Union (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 vom 22. Dezember 2000. – EG WRRL.
- Gracia, X.-F., Pusch, M., Brauns, M. & N. Walz (2002): Typologie und ökologische Bewertung von Seen in Brandenburg auf der Grundlage des Makrozoobenthos. In: Deneke, R. & Nixdorf, B.: Implementierung der EU-WRRL. BTU Cottbus, UWV, Eigenverlag. Cottbus. 53-68.
- Heinonen, P. (1980): Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publ. Water Res. Inst.* 37, Vesihallitus-National Board of Waters, Finland.
- Hepperle, D. & I. Schlegel (2002): Molecular diversity of eucaryotic picoalgae from three lakes in Switzerland. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 87(1): 1-10.
- Hepperle, D. & L. Krienitz (2001): Systematics and ecology of chlorophyte picoplankton in German inland waters along a nutrient gradient. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 86 (3): 269-284.
- Hoehn, E., Clasen, J., Scharf, W., Ketelaars, H.A.M., Nienhäuser, A.E., Horn, H. Kersken, H. & Ewig, B. (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. *ATT Technische Informationen* 7 .R. Oldenbourg Verlag München. Siegburg. 151 S.
- Hoffmann, A., J. Rücker, & U. Mischke (2004): Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs -ein paläolimnologischer Ansatz zur Leitbildfindung. Tagungsbericht 2002 in Braunschweig. Eigenverlag der Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 2003: 63-67.
- Hoffmann, A., S. Körner, & A. Brande (2002): Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. In: Deneke, R. & Nixdorf, B.: Implementierung der EU-WRRL. BTU Cottbus, BTU Cottbus, UWV, Eigenverlag. Cottbus: 118.
- Hörnström, E. (1981): Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica* 13: 249-361. Brettum, P., 1989. Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.
- Järnefelt, H. (1952): Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Scient. Fenn. A IV, Biol.* 18: 1-29.
- KIS (Kärntner Institut für Seenforschung) (2003): Kärntner Seenbericht 2003. Veröffentlichungen des Kärntner Instituts für Seenforschung. Klagenfurt. 90 S.
- KIS (Kärntner Institut für Seenforschung) (2004a): Kärntner Seenbericht 2004. Veröffentlichungen des Kärntner Instituts für Seenforschung. Klagenfurt. 102 S.
- KIS (Kärntner Institut für Seenforschung) (2004b): Der Wörthersee. Limnologische Langzeitentwicklung 1970-2002. Veröffentlichungen des Kärntner Instituts für Seenforschung. Klagenfurt. 71 S.

- Knopf, K., Hoehn, E., Mischke, U. & B. Nixdorf (2000): Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerbewertung – Phytoplankton“ im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer“, 100 S.
- Köpf, B. & Schaumburg, J. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen – II: Die ökologische Charakterisierung des Phytoplanktons. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1999 (Rostock): 183-188.
- Körner, S. (2004): Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste. Jahrestagung Braunschweig. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 2003. S.: 68-73.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae, 1-876; 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 1-596; 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 1-576; 2/4: Achnanthaceae, 1-437; Gustav Fischer, Stuttgart.
- Kümmerlin, R. & H. R. Bürgi (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961-1986). Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 39: 1-129.
- Kümmerlin, R. (1990): Plankton-Gemeinschaften als Bioindikatoren für Stehgewässer. Ökologie & Naturschutz 3: 227-241.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 74 S
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband: 15-24.
- Mauch, E., Schmedje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Informationsber. Bayr. Landesamt f. Wasserw. 01/03. 388 S.
- Meisel, J., L. Täuscher, T. Kabus, H. Henker, F. Vedder (2004): Ökologische und limnologische Untersuchungen zur wissenschaftlichen Vorbereitung der Umsetzung der EU-WRRL an Seen des Landes Brandenburg. 379 S.
- Mischke, U., B. Nixdorf, E. Hoehn, & U. Riedmüller (2004): Routineauswertungen des Phytoplanktons: Möglichkeiten und Grenzen ihrer Nutzung für die Bewertung nach der EU-WRRL. Tagungsberichte der Jahrestagungen der DGL, Jahrestagung 2003 in Köln: 80-84.
- Mischke, U., B. Nixdorf, E. Hoehn, & U. Riedmüller (2002): Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons - Aktueller Stand in Deutschland. BTU Cottbus, In: Deneke, R. & Nixdorf, B.: Implementierung der EU-WRRL. BTU Cottbus, UWW, Eigenverlag. Cottbus. UWW, Eigenverlag. Cottbus: 25-38.
- Mischke, U., A. Brande, A. Hoffmann, S. Hilt, S. Jahns, C. Orendt, I. Schönfelder, C. Schindler, J. Rücker, R. Varlemann, F. Viehberg, & B. Nixdorf (2003): Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton. Teilprojekt 3: Paläolimnologische Untersuchungen in brandenburgischen Flachseen. 3. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Bad Saarow. 141 S.
- Mischke, U., H. Behrendt, J. Köhler, & D. Opitz (2005): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. IGB. Berlin-Friedrichshagen. 99 S.
- Mischke, U. & H. Behrendt (2005): Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons. In: Feld, C. K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser, & G. Friedrich: Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 46-62.

- Moss, B., Stephen, D. & C. Alvarez (2003): The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv: Mar.Freshw.Ecosyst.* 13: 507-549.
- Naumann, E. (1931): *Limnologische Terminologie*. Abderhaldens Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden IX: 8.
- Nixdorf, B., U. Mischke, E. Hoehn, & U. Riedmüller (2005): Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons. In: Feld, C. K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser, & G. Friedrich: *Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern*. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell* 11. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 105-120.
- Nixdorf, B., U. Riedmüller, U. Mischke, & E. Hoehn (2000): Klassifizierungsverfahren für Fließgewässer anhand des Phytoplanktons. Teil II der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerbewertung – Phytoplankton. 2. im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer“. Bad Saarow: 63 s.
- Nixdorf, B., M. Hemm, A. Hoffmann & P. Richter (2003): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Teile 1-11. Abschlussbericht F & E-Vorhaben FKZ 299 24 274. Umweltbundesamt.
- Nygaard, G. (1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some little known plankton organisms. *Vidensk Danske. Selsk. Biol. Skr.* 7: 1-293.
- Padisák, J. & C. S. Reynolds (1998): Selection of phytoplankton associations in Lake, Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384: 41-53.
- Reynolds, C. S. (1986): The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen* 23: 683-691.
- Reynolds, C. S. (1997) :Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory. Excellence in Ecology Kinne, E. Ecology Institute. D-21385 Oldendorf, Germany:
- Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, & S. Melo (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24(5): 417-428.
- Rohde, E. & Nixdorf, B. (2002): Probleme und Ausblick bei der Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für stehende Gewässer. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), *Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, 5/02: 7-13.
- Rosén, G. (1981): Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* 13: 263-290.
- Rott, E. (1984): Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1078-1085.
- Schaumburg, J., M. Colling, I. Schlösser, & B. Köpf (2002): Typisierung bayerischer Seen mit Phytoplankton unter Verwendung von Biomasse, Planktonzusammensetzung und Autökologie. *Tagungsbericht 2001 (Kiel)*. Eigenverlag der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL): 61-64.
- Schaumburg, J., B. Köpf, C. Schranz, G. Hofmann, & S. Schneider (2003): Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Tagungsbericht 2002, Braunschweig*. Eigenverlag der Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 2003: 44-46.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Schlussbericht (Januar 2004)*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: 635 S.

- Schaumburg, J. & Colling, M. (2001): Phytoplanktonökologie. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft. Access-Datenbank 1.000 Taxa, 4.126 Zitate aus 213 Literaturstellen.
- Schönfelder, I. (2001): Autökologie der Kieselalgen des Planktons in Seen (Profundal-Datensatz) im Berlin-Brandenburger Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, 1-25 + Anhang.
- Schönfelder, I. (2002): Die Ableitung biozönotischer und chemisch-physikalischer Referenzzustände für Seen in der Ökoregion 14 mittels Diatomeenanalyse. BTU Cottbus, UWV, Eigenverlag. Cottbus. 128 S.
- Schönfelder, I. (2003): Teilprojekt 2 (Subrezenter Ansatz): Ermittlung eines Eichdatensatzes von Diatomeen anhand ihrer Schalenreste im Profundal von Seen mit bekannter Trophie. Endbericht MLUR Projektes "Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton" (Bearbeiterin U. Mischke u.a., BTU Cottbus 2003)
- Schönfelder, I. (2004a): Anwendung und Validierung von Indices zur Bewertung von Seen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis von Kieselalgen aus dem Profundal Schleswig-Holsteinischer Seen. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. 35 S.
- Schönfelder, I. (2004b): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen. Abschlussbericht im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. 54 S. zzgl. Anhang.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J., Steinberg, C. E. W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38, 66-82.
- Sommer, U., Z. M. Gliwicz, W. Lampert, & A. Duncan (1986): The PEG-model of seasonal succession of planctonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie* 106(4): 433-471.
- Thunmark, S. (1945): Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. *Fol. Lim. Scand.* 3: 1-66.
- Tümping v., W. & G. Friedrich (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Wasseruntersuchung 2. Gustav Fischer. Jena. 545 S.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol* 9: 1-38.
- van Geel, B., L. R. Mur, M. Ralska-Jasiewiczowa, & T. Goslar (1994): Fossil akenetes of *Aphanizomenon* and *Anabaena* as indicators for medieval phosphate-eutrophication of Lake Gosciadz (Central Poland). *Rev. Palaeobot. Palynol.* 83(97):105
- Willén, E. (1976): A simplified method of phytoplankton counting.- *Br. phycol. J.* 11: 265 - 278.
- Willén, E. (2000): Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. In P. Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (eds), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* John Wiley & Sons Ltd.: 58-80.

15 Danksagung

Die vorgestellten Konzepte und Ergebnisse wurden zu großen Teilen im Rahmen eines LAWA/DVWK Vorhabens „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen“ (LAWA-Projekt-Nr.: OK 5.90) erarbeitet. Weiterhin konnten wir auf Ergebnisse aus Projekten zurückgreifen, die vom Umweltbundesamt (UBA) sowie durch das Ministerium für Landwirtschaft und Raumordnung des Landes Brandenburg finanziert wurden. Außerdem erfolgten die Arbeiten im Zuge weiterer und noch laufender Projekte des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU Cottbus.

Daten haben geliefert das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft, die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg - Institut für Seenforschung, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern mit Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie und regionale StAUN insbesondere das Seenprojekt Mecklenburg-Vorpommern mit vielen Mitarbeitern, Landesumweltamt Brandenburg, Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen Anhalt - Fachgebiet Ökologie mit StAU Magdeburg, Umweltbundesamt/Institut WaBoLu, Kärntner Institut für Seenforschung Klagenfurt, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin und Neuglobsow, Umweltforschungszentrum Magdeburg, Brandenburg Technische Universität Cottbus/Bad Saarow, Universität Greifswald - Math. Nat. Fak., Universität Rostock - FB Biologie AG Biophysik, Technische Universität Berlin, Freie Universität Berlin, Bioplan Papendorf, Institut für angewandte Gewässerökologie/laGB GmbH Seddin, Büro für gewässerökologische Untersuchungen Berlin, Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V., Labor für Fluss- und Seenkunde Biberach, ITOX Berlin, LBH Freiburg sowie K. Teubner, Th. Ehlscheid, M. Nolden & G. Eckartz-Nolden sowie viele andere, die hier nicht alle namentlich genannt werden können.

Wir bedanken uns vor allem bei den Kollegen, die uns in zahlreichen Diskussionen inhaltliche Hilfestellungen gegeben haben. Das betrifft insbesondere die Mitglieder des LAWA-Unterarbeitskreises „Ökologische Bewertung von Seen und Interkalibrierung Seen“. Weiterhin möchten wir uns bei der Projektleitung von „KoBio“ ganz herzlich für die stete Unterstützung und die sehr gute Koordinierung und vor allem für den hilfreichen Informationsaustausch zwischen den Projekten bedanken.

Besonderer Dank gilt den ehemaligen und derzeitigen Kollegen aus folgenden Bundesländern

- aus Bayern (Steinberg, Bäßler & König, Köpf, Heindel, Hense, Hiller, Holzmann, Klaß, Lenhart, Tille-Backhaus, von Brandt)
- aus Berlin (A. Köhler, A. Täuscher, Hoeg, Chorus)
- aus Berlin/Brandenburg (Teubner, Feibicke, Mischke)
- aus Berlin/Brandenburg/Schleswig-Holstein (Arp, Heisig-Gunkel)
- aus Brandenburg (Podsun, Eckert, Schlegel, A. Täuscher, Zippel, Scheffler & Padisak, Hoeg & Täuscher)
- aus Baden-Württemberg (Ermert, Fürst, König)
- aus Baden-Württemberg/Sachsen-Anhalt/ Brandenburg (Hamann)
- aus Mecklenburg-Vorpommern (Korth, Papendorf, Schöppe, Petrow, Schönfelder, Börner, Hübener, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Math. Nat. Fak., Fisch und

Umwelt M-V eV, IaG 2002, Seddin, IaGB GmbH Seddin, LUNG Amtsmitarbeiter, StAUN Stralsund, Kell)

- aus Nordrhein-Westfalen (Pohlmann)
- aus Niedersachsen (Poltz, Schuster)
- aus Rheinland-Pfalz (Nolden & Eckatz-Nolden, Ilscheid)
- aus Sachsen-Anhalt (Rönicke)
- und aus Schleswig-Holstein (Speth, Wesseler).

16 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verteilung der Seen auf die LAWA-See-Typen (x-Achse) und die Degradationsklassen nach der Prädgradationseinstufung auf Basis der Bewertung nach Nixdorf et al. (2005)	11
Abbildung 2: Mittlere Anzahl an Taxa je Untersuchungstermin differenziert nach 38 verschiedenen Bearbeitern (anonymisiert = kleine Buchstaben der X-Achse). Horizontale Linie = mittlere Anzahl der ermittelten Taxa je Probe.	14
Abbildung 3: Verhältnis der Untersuchungsfrequenz (Anzahl Termine je See) zur Anzahl der nachgewiesenen Taxa in 157 Gewässern. Mit der horizontalen Linie ist eine Anzahl von 4 Untersuchungsterminen markiert, bei der 3 bis 91 Taxa pro See gefunden wurden (aus Mischke et al. 2002).	15
Abbildung 4: Zweidimensionale Korrespondenzanalyse aller Seen mit langjährigen Vorkommen der Planktontaxa mit Biovolumina > 1%, alle Zustandsklassen. Erläuterung Seen-Label: z.B. 4Ober1 = Seentyp 4, Obersee, Prädegradationseinstufung 1. Erläuterung Seenkürzel im Anhang Tabelle 52. Taxavorkommen mit presence/absence.	35
Abbildung 5: Beispiel für eine Korrespondenzanalyse auf Basis von ausgewählten Einzelproben des Frühjahrsaspektes in der Ökoregion Alpen und Voralpen und Mittelgebirge, nur sehr gute und gute Seen. Seenlabel: z.B. 9GemM=Seentyp 9 des Mittelgebirges, Gemündener Maar. Erläuterung Seenkürzel im Anhang Tabelle 52. Taxavorkommen mit presence/absence.	36
Abbildung 6: Beispiel für eine Korrespondenzanalyse auf Basis von langjährigen Mittelwerten der Biovolumina der Planktontaxa, nur sehr gute und gute Seen. Erläuterung Seen-Label: z.B. 4Ober1 =Seentyp 4, Obersee, Prädegradationseinstufung 1. Erläuterung Seenkürzel im Anhang Tabelle 52. Taxavorkommen mit presence/absence.....	37
Abbildung 7: Darstellung der kumulierten Biovolumina der „Algenklassen“ im Seentyp 10 als Klassenmittelwerte aufgetrennt nach den Subtypen 10.1a (Grafiken links) mit VQ 1,5 –5, dem Subtyp 10.1b (Grafiken Mitte) mit VQ 5-15 und Subtyp 10.2 (Grafiken rechts) mit VQ >15 mit zunehmender Trophie nach LAWA (1999) von oben nach unten. Die Zustandsklassen 1 bis 4 wurden unter Annahme einer unterschiedlichen Referenztrophy je Subtyp eingeteilt (s. Schönfelder 2004a).	42
Abbildung 8: Verhältnis von Gesamtbiovolumen zur Chlorophyll a-Konzentration in doppelt-logarithmischer Skalierung aller verfügbaren, terminbezogenen Wertepaare.	44
Abbildung 9: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm ³ /l) im Seentyp 1 nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen an.	47
Abbildung 10: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm ³ /l) im Seentyp 2+3 und 4 nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen für die Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an.	48
Abbildung 11: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm ³ /l) im Seentyp 10 (Grafik links oben) und in Seentyp 13 (Grafik rechts oben) nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen für die Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an. Unten: Überprüfung der Verteilung im Subtyp 10.2 (s. Text) nach seiner Referenztrophy.	49
Abbildung 12: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm ³ /l) in den Subtypen des Seentyps 11 nach der	

Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Klassengrenzen für die Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an. Farbe der Degradationsklassen wie in Abbildung 11.....	50
Abbildung 13: Verteilung der Gesamtbiovolumina (mm^3/l) im Seetyp 12 (Grafik links) und im Seetyp 14 (Grafik rechts) nach der Synthesedegradationseinstufung. Horizontale Bezugslinien geben die Klassengrenzen für die in Nixdorf et al. (2005) vorgeschlagenen Degradationsstufen nach Gesamtbiovolumen an. Ausreißerwert Woezer See 2003 (Typ 12) mit $77\text{mm}^3/\text{l}$ (nicht dargestellt).	51
Abbildung 14: Verarbeitete Fälle (Saisonmedian) für Tieflandseen gruppiert nach Seetyp und Voreinschätzung nach typspezifischer Degradation unter Einbeziehung der Expertenmeinung der Bundeslandvertreter	54
Abbildung 15: Chlorophyll a-Konzentrationen zu ermittelten Gesamtbiovolumina bei Dominanz der Cyanobakterien (> 90 % Anteil).....	57
Abbildung 16: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse (s. Farben, von links nach rechts von sehr gutem nach schlechtem Zustand) in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) des Tieflandes. Unten rechts: Hervorhebung der Zeiträume mit Trend. Darstellung der Verteilung weiterer „Algenklassen“ im Tiefland s. Anlage 18.1.1).....	61
Abbildung 17: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse (s. Farben, von links nach rechts von sehr gutem nach schlechtem Zustand) in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) der Alpen und Voralpen. Unten rechts: Hervorhebung der Zeiträume mit Trend. Darstellung der Verteilung weiterer „Algenklassen“ in den Seen der Alpen und Voralpen, (s. Anlage 18.1.1).....	67
Abbildung 18: Verteilung der Dominanzwerte der Chrysophyceae in den Alpenseen (Seetyp 4) mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum April bis Oktober und als box-plot-Grafik mit Median (waagerechter Strich), 25 bis 75-Perzentilbereich (Fläche) und Minimal-Maximalbereich (senkrechte Striche) dargestellt. An der x-Achse sind nach N die Anzahl verarbeiteten Jahresmittel je Seetyp und Synthese-Degradationsklasse aufgeführt. Horizontale Bezugslinie kennzeichnet das geprüfte Kriterium.....	69
Abbildung 19: Verteilung der Dominanzwerte von Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind die Mittelwerte vom Auswahlzeitraum September bis Oktober als box-plots dargestellt.....	70
Abbildung 20: Verteilung der Dominanzwerte von Diatomeen in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind die Mittelwerte vom Auswahlzeitraum September bis Oktober als box-plots dargestellt. Beachte: Für Seetyp 2+3 gilt der Zeitraum Juni-Juli (nicht dargestellt).	71
Abbildung 21: Verteilung der Dominanzwerte von Dinophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Es sind die Mittelwerte vom Auswahlzeitraum September bis Oktober als box-plots dargestellt. Beachte: Für Seetyp 2+3 gilt Kenngröße „Dinophyceae“ nicht.....	71
Abbildung 22: Verteilung der Dominanzwerte von Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach subtypenspezifischer Referenztrophyie und Gesamtbiovolumina (Synthese-Degradationseinstufung). Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße und ihre Wertestreuung ist in der box-plot-Grafik mit Median (waagerechter Strich), 25 bis 75-Perzentilbereich (Fläche) und Minimal-Maximalbereich (senkrechte Striche) dargestellt. An der x-Achse sind nach N die Anzahl	

verarbeiteten Jahresmittel je Seentyp und Synthese-Degradationsklasse aufgeführt. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.....	72
Abbildung 23: Verteilung der Dominanzwerte von Chlorophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinien zur Kennzeichnung der geprüften Kriterien.....	73
Abbildung 24: Verteilung der Dominanzwerte von Dinophyceae im Seentyp 11 mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.....	74
Abbildung 25: Verteilung der Dominanzwerte von Chlamydoophyceae im Seentyp 10 (links) und von Bacillariophyceae im Seentyp 13 (Diatomeen, rechts) mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.	74
Abbildung 26: Verteilung der Dominanzwerte von Conjugatophyceae in den Seentypen des Tieflandes mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.	75
Abbildung 27: Verteilung der Dominanzwerte von Chrysophyceae in den Seentypen 10 und 13 mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte durchgezogene Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums. Gestrichelte waagerechte Bezugslinie = mögliches Zusatzkriterium.....	76
Abbildung 28: Verteilung der Dominanzwerte von Bacillariophyceae im Seentyp 11 (links) und im Seentyp 12 (rechts) mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum s. Titel. Legende s. Abbildung 22. Waagerechte Bezugslinie zur Kennzeichnung des geprüften Kriteriums.....	76
Abbildung 29: Verteilung der summierten Biovolumina von Chlorophyceae und Cryptophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum April bis Oktober der Kenngröße.....	77
Abbildung 30: Verteilung der Biovolumina von Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße. Legende s. Abbildung 22	78
Abbildung 31: Verteilung der summierten Biovolumina von Dinophyceae und Cyanobakterien in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße.....	79
Abbildung 32: Verteilung der Biovolumina von Chlorophyceae in den Seentypen mit steigender Degradation nach der Synthese-Degradationseinstufung. Die Biovolumina der „Algenklassen“ sind Mittelwerte vom Auswahlzeitraum Juli bis Oktober der Kenngröße. Legende s. Abbildung 22.....	79
Abbildung 33: Mittlere Zunahme des kumulierten Biovolumens der „Algenklassen“ und –ordnungen im Seentyp geschichtete Seen mit $VQ > 1,5$ (Typ 10) mit zunehmender Degradation vom Zustand 1 (sehr gut) bis Zustand 4 (unbefriedigend) in den Untersuchungsmonaten April bis Oktober (x-	

Achse).....	85
Abbildung 34: Beziehung zwischen Gesamtphosphor-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) und Gesamtbiovolumen (mm^3/l) mit Mittelwerten der Vegetationsperiode. n=779. AVA und TL.....	87
Abbildung 35: Beziehung zwischen Gesamtphosphor- ($\mu\text{g/l}$) und Chlorophyll a-Konzentration (mm^3/l) mit jeweils Mittelwerten in der Vegetationsperiode. AVA und TL. n=552.....	87
Abbildung 36: Beziehung zwischen LAWA-Index (LAWA 1999) und Gesamtbiovolumen der Proben eines Seenjehres im Vegetationsmittel von März bis Oktober. Datenauszug Seenjehre des Tieflands, n=474.	90
Abbildung 37: Seenjehre der Kalibrationsdatensätze in kumulativer Darstellung, deren Trophielage (Index-trans) und Verteilung auf die Seentypen.....	92
Abbildung 38: Verteilung der Anzahl der Probestermine der Kalibrationsdatensätze auf die Trophieklassen gebildet nach Index-trans bzw. LAWA (1999).	93
Abbildung 39: Beispiel für Taxonsteckbrief und Punkteverteilung für die Phytoplanktontaxa im Trophiespektrum (Trophieklassen modifiziert nach LAWA 1999) der geschichteten Seen des Tieflandes.	96
Abbildung 40: Trophische Vorkommensschwerpunkte von <i>Aulacoseira granulata</i> auf Basis des VegTP-Index und des Index-trans (Erläuterung s. Kap. 9.1.4) in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (AVA) und dem norddeutschen Tiefland (TL). gesch=geschichtete Seen, unge=ungeschichtete/polymiktische Seen.	99
Abbildung 41: Vorkommen von <i>Dinobryon divergens</i> im Trophiespektrum (VegTP-Index und Index-trans, Erläuterung s. Kap. 9.1.4) in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (AVA) und dem norddeutschen Tiefland (TL). gesch=geschichtete Seen, unge=ungeschichtete/ polymiktische Seen.....	100
Abbildung 42: Vorkommen von <i>Bitrichia chodatii</i> und <i>Gloeotrichia echinulata</i> im Trophiespektrum (Index_trans, s. Kap.9.1.4) in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (AVA) und dem norddeutschen Tiefland (TL). gesch=geschichtete Seen, unge=ungeschichtete/polymiktische Seen.....	100
Abbildung 43: Beispiel für saisonales Auftreten von ausgewählten Taxa im Scharmützelsee (Typ 13, Brandenburg). Außer der Gattung <i>Stephanodiscus</i> und <i>Planktothrix agardhii</i> sind alle Taxa der Abbildung in der Liste der Indikatoren für geschichtete Tieflandseen. Rest zu 100% sind sonstige Taxa.	108
Abbildung 44: Übereinstimmung des Zustandes der Tieflandseen (n = 367) und der Alpen- und Voralpenseen (n=355) anhand des Mittelwterergebnisses aus Metric 1 („Gesamtbiovolumen“) und Metric 2 („Algenklassen“) im Vergleich zur Voreinstufung nach Synthese-Degradationseinstufung hinsichtlich der Entscheidung, ob Handlungsbedarf besteht: kein Handlungsbedarf („sehr guter“ oder „guter Zustand“ erreicht). Übereinstimmend = übereinstimmender Handlungsbedarf. Besser = besser eingestuft, so dass kein Handlungsbedarf besteht. Schlechter = schlechter als Voreinstufung, so dass Handlungsbedarf nach WRRL besteht.....	121
Abbildung 45: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse (s. Farben, von links nach rechts von sehr gut nach schlechten Zustand) in den Seentypen (Kategoriennummer der x-Achse) des Tieflandes. Unten rechts: Hervorhebung der Zeiträume mit Trend.	154
Abbildung 46: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am	

Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	155
Abbildung 47: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cyanobakterien (Blaualgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	156
Abbildung 48: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chlorophyceae (Grünalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	157
Abbildung 49: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Dinophyceae (Panzerflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	158
Abbildung 50: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cryptophyceae (Schlundflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	159
Abbildung 51: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Conjugatophyceae (Zieralgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	160
Abbildung 52: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chrysophyceae (Goldgelbalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	161
Abbildung 53: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chlamydomphyceae am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	162
Abbildung 54: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Euglenophyceae (Augenflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.	163
Abbildung 55: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) der Alpen und Voralpen.	164
Abbildung 56: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cyanobakterien (Blaualgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.	165
Abbildung 57: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chlorophyceae (Grünalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.	166

Abbildung 58: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cryptophyceae (Schlundflagellaten) sowie Crypto- plus Chlorophyceae (Gafik gelb hervorgehoben) am Gesamtbiovolumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategorienummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.	167
Abbildung 59: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Dinophyceae (Panzerflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategorienummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.	168
Abbildung 60: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chrysophyceae (Goldgelbalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategorienummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.	169
Abbildung 61: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Euglenophyceae, Chlamydothryxaceae und Conjugatophyceae (Zieralgen) und der Ordnungen Pennales und Nostocales am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategorienummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.	170

17 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kenngrößen des Phytoplanktons, die in das Bewertungsverfahren einbezogen wurden	10
Tabelle 2: Vorschlag für die Abstufung der Schwierigkeitsgrade zur Bestimmbarkeit von Phytoplantontaxa	21
Tabelle 3: Höhenlage, morphometrische und hydrologische Daten der Kärntner Seen (Österreich), welche in die deutsche Seendatenbank aufgenommen wurden.....	23
Tabelle 4: Seetyp-spezifische Referenztrophiie und die davon abgeleiteten Degradationsklassen und Unterteilung in Subtypen. Trophieklassen angelehnt an den LAWA-Index für den Ist-Zustand (1999) mit zusätzlicher Unterteilung des mesotrophen Bereichs in m1 und m2.....	29
Tabelle 5: Seetyp-spezifische Obergrenze(\leq) des LAWA-Index-Wertes zur Vorab-Bestimmung des Zustandes eines Datensatzes in den Degradationsklassen nach WRRL für Auswertungszwecke.	29
Tabelle 6: Liste der Referenzseen je Seentyp in den Alpen und Voralpen nach LAWA (Mathes et al. 2002) mit den für die Phytoplanktonbewertung gebildeten Typgruppen sowie Angabe der Referenztrophiie (Ref in Typgruppe, o = oligotroph, , m1 = mesotroph bis LAWA-Index 2; m2 = mesotroph LAWA-Index 2-2,5) und des LAWA-Indexwertes für das beispielhafte Untersuchungsjahr. Letzte Spalte: Einschätzung durch die Bundesländer. Nicht Ref = Nach Bundesland ist der See kein Referenzsee. * = See in Österreich, ** = Mittelwert über mehrere Untersuchungsjahre.....	30
Tabelle 7: Liste der Referenzseen im Tiefland je Seentyp nach LAWA (Mathes et al. 2002) mit den für die Phytoplanktonbewertung gebildeten Subtypen mit Definition (Kriterium; VQ = Volumenquotient; Z_{mean} = mittlere Seetiefe) sowie Angabe der Referenztrophiie (Ref im Subtyp, o = oligotroph, , m1 = mesotroph bis LAWA-Index 2; m2 = mesotroph LAWA-Index 2-2,5; e1 = eutroph 1; e2 = eutroph 2). LAWA-Indexwert für das beispielhafte Untersuchungsjahr. Letzte Spalte: Einschätzung durch die Bundesländer. Nicht Ref = Nach Bundesland ist der See kein Referenzsee. * = einzelnes Seebecken. ** = Sondertyp 14 polymiktischer See mit mittlerer Tiefe > 3 m	32
Tabelle 8: Zusammenlegung von Seentypen für die Biokomponente Phytoplankton (Ansatz Artniveau) in Seen und die Auswertung hinsichtlich Artenzusammensetzung. AVA = Alpen- und Voralpenregion, MG = Mittelgebirge; TL = Tiefland.	38
Tabelle 9: Beispiele für ungewöhnliche Wertepaare von Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) und Gesamtbiovolumina-Werte (GesBiovol) als Vegetationsmittel (März-Oktober). SD=Sichttiefe.	40
Tabelle 10: Bewertung von Seen anhand der Klassenobergrenzen des Phytoplanktonbiovolumens [in mm^3/l] und der Chlorophyll a-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] für Hartwasserseen der Alpen & Voralpen (a) sowie der Norddeutschen Tiefebene (b) für die Degradationsstufen sehr gut bis schlecht. Angegeben wurden Klassenobergrenzen für die entsprechenden Seentypen. Berücksichtigt sind das Verhältnis Einzugsgebietsgröße [km^2] zum Seevolumen [10^6 m^3] als VQ und das Schichtungsverhalten für die Typisierung als eine weitere Kenngröße des Verfahrens. In Tabelle 10 c sind die Abweichungen der Klassenobergrenzen als Differenzen im Vergleich zum Bewertungsentwurf Nixdorf et al. (2005, Endbericht August) dargestellt.....	45
Tabelle 11: In der Literatur erwähnte Zeigerfunktion von „Algenklassen“ und –gruppen für den eutrophen (eu) und andererseits oligotrophen (oligo) Bereich. Cyan = Cyanobakterien; Dino = Dinophyceae; Eugl = Euglenophyceae; Diat = Diatomeen; Cryp = Cryptophyceae; Chlo = Chlorophyceae; Chry = Chrysophyceae; Des = Desmidiaceae; Pico = Picoplankton.....	52

Tabelle 12: Optimierte Einzelkenngrößen zum Anteil der „Algenklassen“ aufgeführt für die 5 Tieflandseentypen (Zeilenüberschrift) und für die „Algenklassen“ (Spaltenüberschrift) mit Nennung des Auswahl-Zeitraumes. Die erste Zahl im Kriterium beschreibt das absolute Biovolumen bzw. den Bereich (BV in mm ³ /l) oder den prozentualen Anteil (DW in %) der entsprechenden „Algenklasse“ und die zweite Zahl den indizierten Degradationszustand.....	81
Tabelle 13: Optimierte Einzelkenngrößen zum Anteil der „Algenklassen“ aufgeführt für die 4 Seentypen der Alpen und Voralpen (Zeilenüberschrift) und für die „Algenklassen“ (Spaltenüberschrift) mit Nennung des Auswahl-Zeitraumes. Die erste Zahl im Kriterium beschreibt das absolute Biovolumen (BV in mm ³ /l) oder den prozentualen Anteil (DW in %) der entsprechenden „Algenklasse“ am Gesamtbiovolumen und die zweite Zahl den indizierten Degradationszustand von 1 (sehr gut) nach 5 (schlecht).....	82
Tabelle 14: SPEARMAN-Rangkorrelations-Koeffizienten zwischen den Trophieparametern Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration. Auswertung auf Basis von Seenjahren bzw. Mittelwerten in der Vegetationsperiode.	88
Tabelle 15: Verteilung der Probetermine, Seen und Seenjahre auf die Seentypen in den Kalibrationsdatensätzen der Ökoregionen Tiefland und Alpen/Voralpen.	91
Tabelle 16: Wertebereiche und Spannweite des Index-trans in den Seentypen nach Mathes et al. (2002) sowie Verteilung der Seentypen in den Kalibrationsdatensätzen.....	94
Tabelle 17: Unterschiedliche Lage der Trophieklassen in den Ökoregionen für das Verfahren zum Auffinden von Trophie indizierenden Phytoplankton taxa in Seen.....	95
Tabelle 18: Tabellenauszug aus der Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA). Trophieklassen und –grenzen sind an der LAWA-Klassifizierung (1999) orientiert. Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17. Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrierungsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrierungsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat: 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung, Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3.....	98
Tabelle 19: Eckdaten der vorläufigen Indikatorlisten des Phytoplanktons in deutschen Seen.	99
Tabelle 20: Trophieschwerpunkte (TSP) und Indikatorprädikat der Beispieltaxa der Abbildung 40 bis Abbildung 42. Farbgebung gemäß LAWA-Klassifizierung (1999).....	101
Tabelle 21: Tabellenauszug aus der Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA) mit numerischen Trophieschwerpunkten (TSP) und Stenökiefaktor. TSP= Trophieschwerpunkt. (Komplette Tabellen im Anhang Tabelle 49 bis Tabelle 51)	102
Tabelle 22: Klassenbildung des Biovolumens eines Indikator taxons zur Verrechnung im PTSI. Angelehnt an log ₁₀ -Transformation mit offenen Klassen in den Extrembereichen.....	103
Tabelle 23: Test des PTSI an einem Validierungsdatensatz der geschichteten Seen des Tieflandes. (Den Bewertungen standen 4-12 Termine pro Seenjahr zur Verfügung. PTSI=Phytoplankton-Taxa-Seen-Index.).....	105
Tabelle 24: Ermittlung der Trophieklasse anhand des PTSI.....	105
Tabelle 25: Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse anhand des PTSI.....	106
Tabelle 26: Fehlerbefunde und Fehlerursachen bei der Anwendung des neu entwickelten Bewertungsverfahrens PTSI auf die Validierungsdatensätze sowie mögliche Verbesserungs- und Lösungsmaßnahmen.....	106

Tabelle 27: Anwendungsbeispiel für die PTSI-Berechnung im Jahresgang 2001 des Scharmütelsees in Brandenburg, trophische Randbedingungen sowie die Trophieankerwerte (TAW) der für die Abbildung 43 ausgewählten Taxa.	109
Tabelle 28: Maximale und mittlere Dominanzwerte (relative Individuenzahlen bezogen auf alle Schalen) der planktischen Diatomeenarten in den 91 Profundalproben aus norddeutschen Seen.	115
Tabelle 29: Trophieoptima und toleranzabhängige Gewichtungswerte für 22 Diatomeenarten des Phytoplanktons (Basis: Profundalproben) sowie für 6 Arten mit ungenügender Datenbasis (G-PROF = 0; zur Zeit nicht zur Bewertung zu nutzen).....	117
Tabelle 30: Auf der Indikation der Reste von Planktondiatomeen im Profundalschlamm basierende Trophieklassifikation für norddeutsche Seen (aus Schönfelder 2004b, Originaltabelle 5.6)	118
Tabelle 31: Vorschlag für die Ableitung planktonökologischer Subtypen von Seen Norddeutschlands entsprechend ihrer unterschiedlichen relativen Größe des Einzugsgebietes im Verhältnis zum Seevolumen und der dementsprechend mit dem Volumenquotient ansteigenden (potenziell) natürlichen Trophie. Extrahiert aus Schönfelder (2004b, Originaltabelle 5.7).	119
Tabelle 32: Vor- und Nachteile der entwickelten Metrics im Bewertungsverfahren.	122
Tabelle 33: Gewichtungsfaktoren für die Gesamtbewertung anhand des Phytoplanktons.	125
Tabelle 34: Klassengrenzen des Phytoplanktonbiovolumens [in mm ³ /l] für die Seetypen (Spalte 3-6) Hartwasserseen der Alpen & Voralpen (Typ 1 – 4 in Kopfzeile) sowie der Tieflandseen (Typ 10 – 14, Kopfzeile) mit den dazugehörigen Bewertungsstufen mit dem Bewertungswert (B-Wert, Spalte 2).....	126
Tabelle 35: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für ungeschichtete Voralpenseen (Typ 1) ...	127
Tabelle 36: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für geschichtete Voralpenseen (Typ 2+3) ...	127
Tabelle 37: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für Alpenseen (Typ 4).....	128
Tabelle 38: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für geschichtete Tieflandseen (Typ 10).....	128
Tabelle 39: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für geschichtete Tieflandseen (Typ 13).....	128
Tabelle 40: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für ungeschichtete Tieflandseen (Typ 11)...	129
Tabelle 41: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für Flusseen (Typ 12)	129
Tabelle 42: Einzelkenngrößen zum Metric „Algenklassen“ für ungeschichteten Tieflandseen (Typ 14).....	129
Tabelle 43: Klassenbildung des Biovolumens eines Indikatortaxons zur Verrechnung im PTSI.	130
Tabelle 44: Ermittlung der Trophieklasse mit dem PTSI (entspricht der Zuordnung der Trophieklassen von LAWA 1999, modifiziert).	131
Tabelle 45: Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse nach PTSI.....	131
Tabelle 46: Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA). Trophieklassen und –grenzen sind am LAWA-Index (1999) orientiert (Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17). Bezeichnungen: Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=(indifferent) kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung. Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3.	171

- Tabelle 47: Indikatorliste für die geschichteten Seen der Ökoregion Tiefland (TLgesch). Trophieklassen und –grenzen sind am LAWA-Index (1999) orientiert (Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17). Bezeichnungen: Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=(indifferent) kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung. Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3. 174
- Tabelle 48: Indikatorliste für die polymiktischen Seen der Ökoregion Tiefland (TLunge). Trophieklassen und –grenzen sind am LAWA-Index (1999) orientiert (Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17). Bezeichnungen: Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=(indifferent) kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung. Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3. 177
- Tabelle 49: Indikatorliste für die Seen der Ökoregion Alpen und Voralpen (AVA) mit Werten des Trophieschwerpunkts und den Trophieankerwerten (=Verrechnungsgröße im PTSI). 180
- Tabelle 50: Indikatorliste für die geschichteten Seen der Ökoregion Tiefland (TLgesch) mit Werten des Trophieschwerpunkts (TSP) und den Trophieankerwerten (TAW=Verrechnungsgröße im PTSI). 183
- Tabelle 51: Indikatorliste für die polymiktischen Seen der Ökoregion Tiefland (TLunge) mit Werten des Trophieschwerpunkts (TSP) und den Trophieankerwerten (TAW=Verrechnungsgröße im PTSI). 186
- Tabelle 52: Seenkürzel und entsprechender Gewässername. 188

18 Anlagen

18.1 Anlage 1

18.1.1 Box-plot-Darstellungen der Dominanzwerte der „Algenklassen“

- Tiefland: s. Seite 154-163
- Alpen und Voralpen:..... s. Seite 164-170

18.1.2 Indikatorlisten der Ökoregionen Alpen/Voralpen und Tiefland

- Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA). Farbgebung gemäß LAWA-Klassifizierung (1999): s. S. 171
- Indikatorliste für die geschichteten Seen der Ökoregion Tiefland (TL): s. S. 174
- Indikatorliste für die polymiktischen Seen der Ökoregion Tiefland (TL):..... s. S. 177
- Indikatorliste für die Seen der Ökoregion Alpen und Voralpen (AVA) mit Werten des Trophieschwerpunkts und den Trophieankerwerten: s. S. 180
- Indikatorliste für die geschichteten Seen der Ökoregion Tiefland (TLgesch) mit Werten des Trophieschwerpunkts (TSP) und den Trophieankerwerten: s. S. 183
- Indikatorliste für die polymiktischen Seen der Ökoregion Tiefland (TLunge) mit Werten des Trophieschwerpunkts (TSP) und den Trophieankerwerten: s. S. 186
- Seenkürzel und entsprechender Gewässername: s. S. 188

18.2 Anlage 2 (separate Datei):

Anforderungen an Probenahme, Felddaten und Ermittlung der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL

Teil I: Anforderungen an Probenahme, Felddaten und Ermittlung der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung im Rahmen der EU-WRRL

Teil 2: Taxonomische Analyse und Utermöhl-Methode (Mikroskopie)

18.2.1 Anhang 1: Hoehn, E. et al. (1998). ATT TI7 (Bestellinformation)

18.2.2 Anhang 2: CEN – Norm-Entwurf (separate pdf-Datei)

18.2.3 Anhang 3: Integrationsschöpfer

18.2.4 Anhang 4: Diatomeen-Präparation nach van der Werff

18.3 Anlage 3 (nur auf Berichts-CD als Excel-Datei):

Harmonisierte Taxaliste mit Mindestbestimmbarkeitsniveau

Tiefland

Abbildung 45: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse (s. Farben, von links nach rechts von sehr gut nach schlechten Zustand) in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) des Tieflandes. Unten rechts: Hervorhebung der Zeiträume mit Trend.

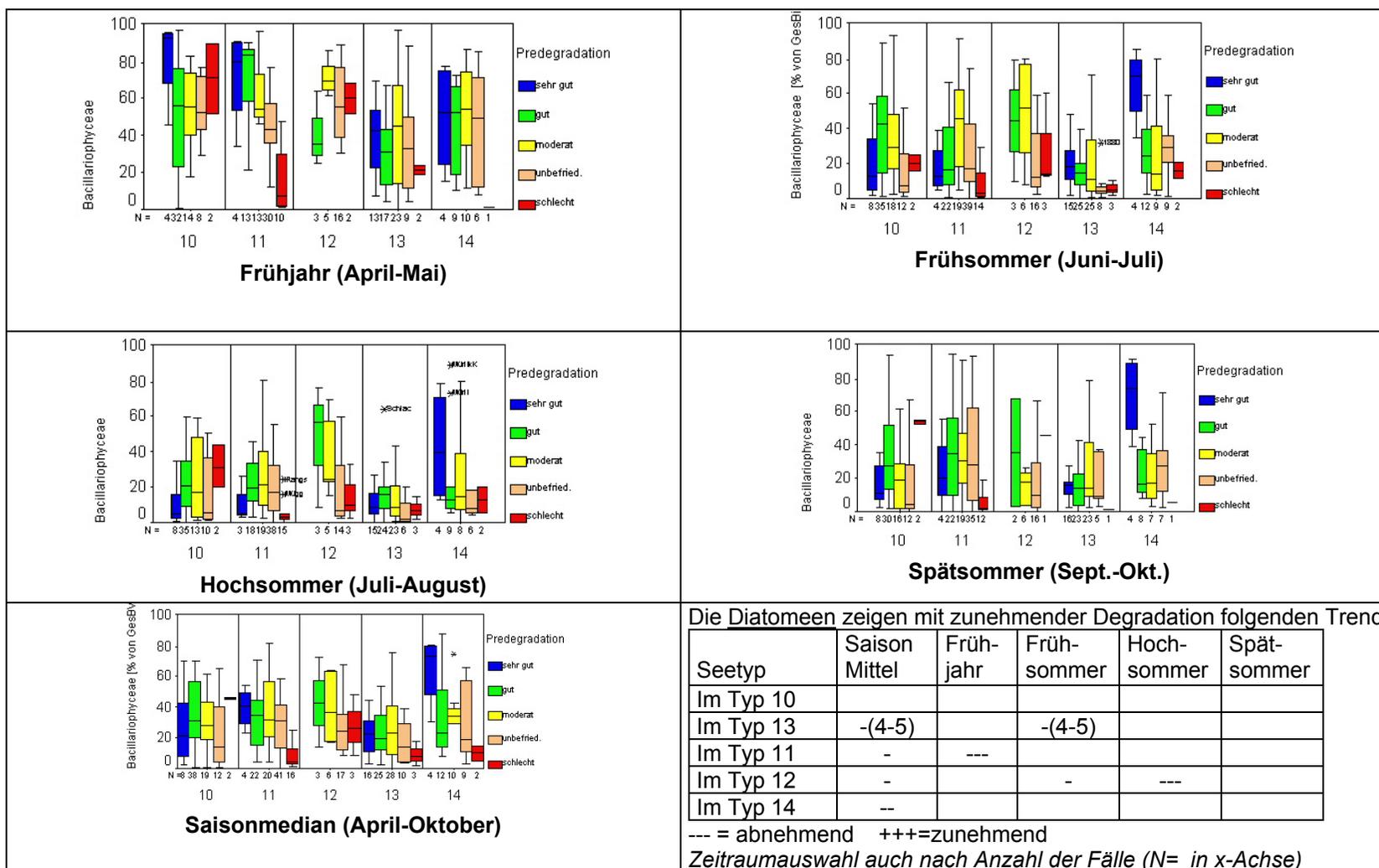


Abbildung 46: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.

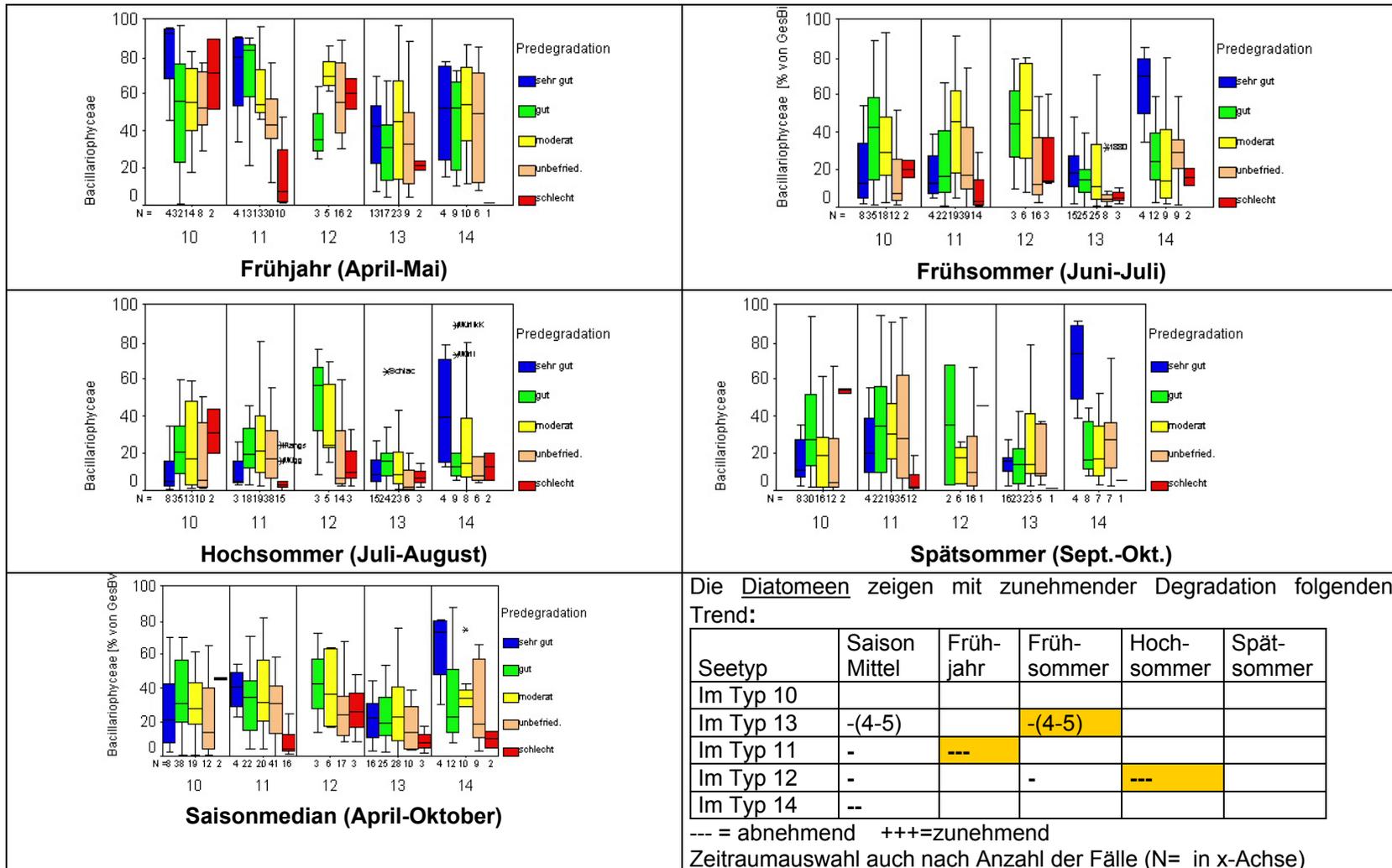


Abbildung 47: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cyanobakterien (Blaualgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.

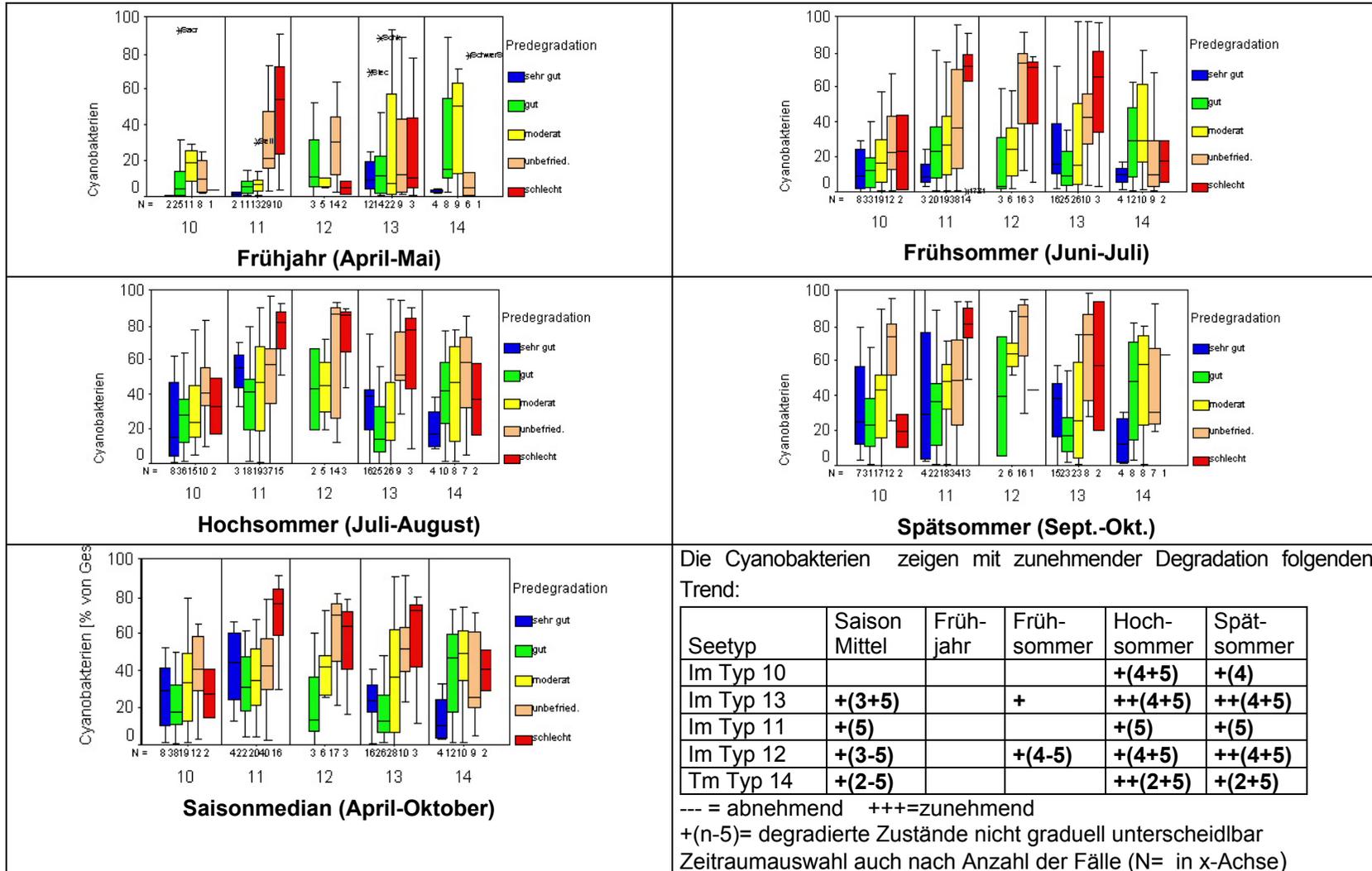


Abbildung 48: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chlorophyceae (Grünalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland. .

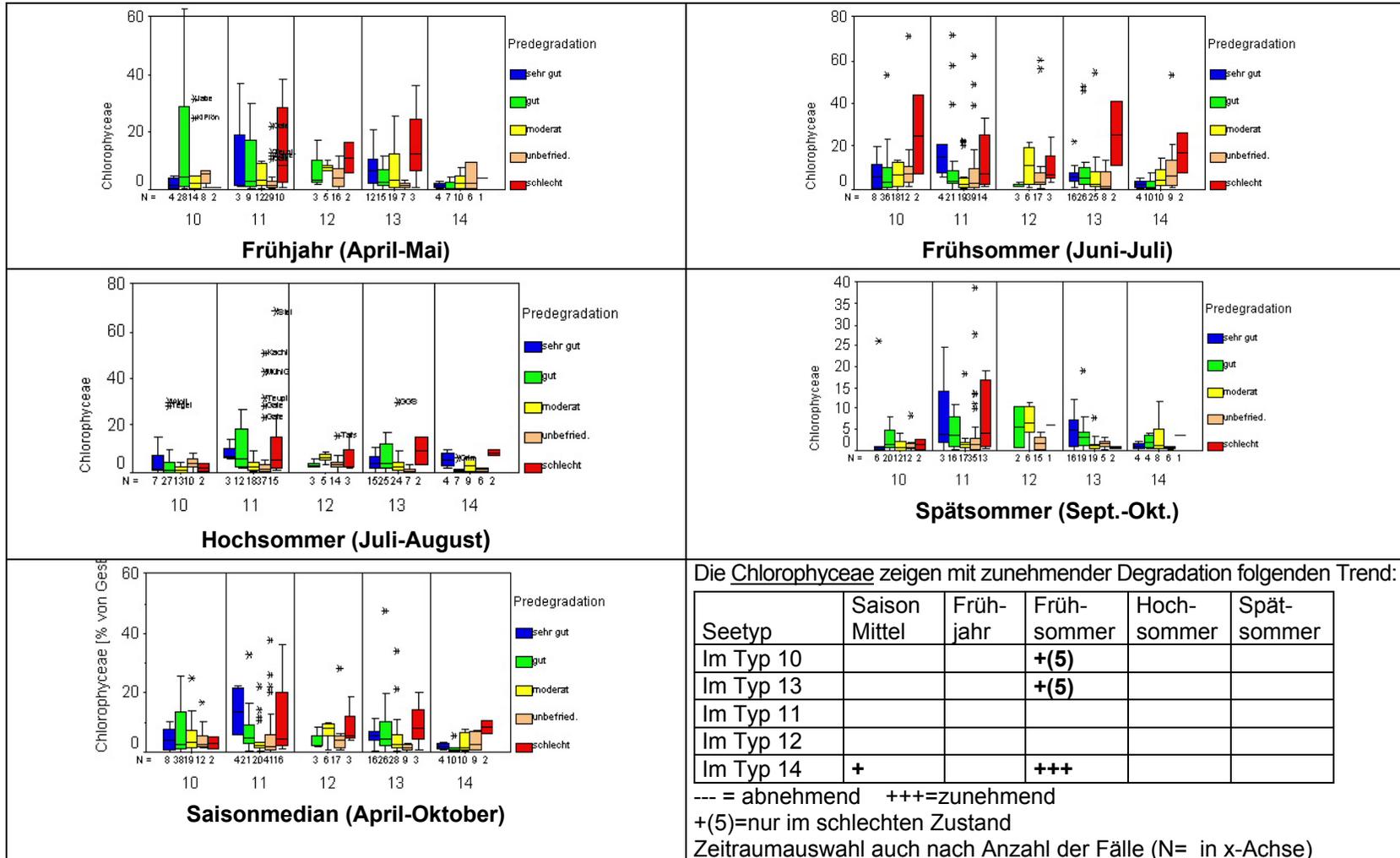


Abbildung 49: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Dinophyceae (Panzerflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.

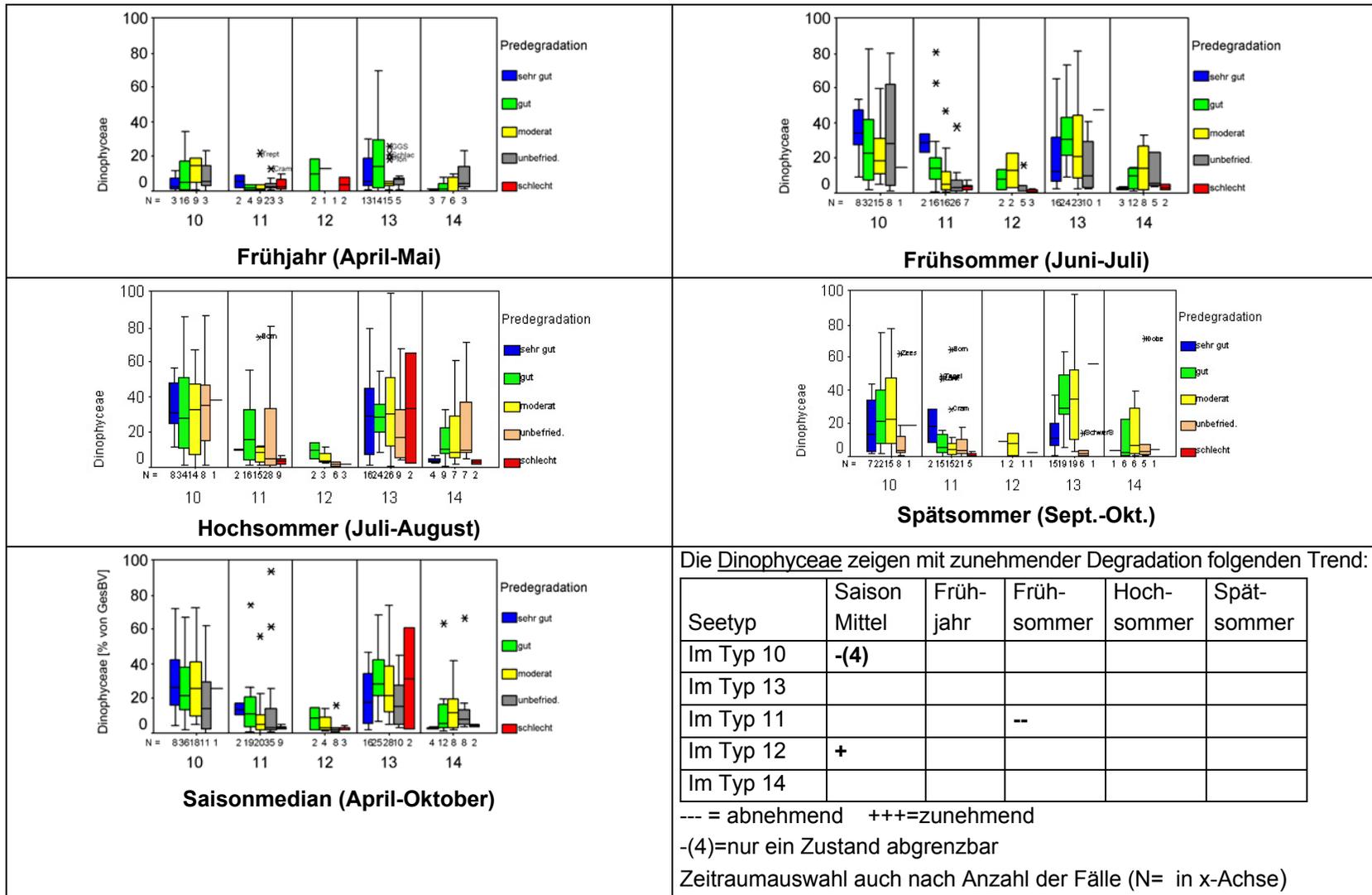


Abbildung 50: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cryptophyceae (Schlundflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.

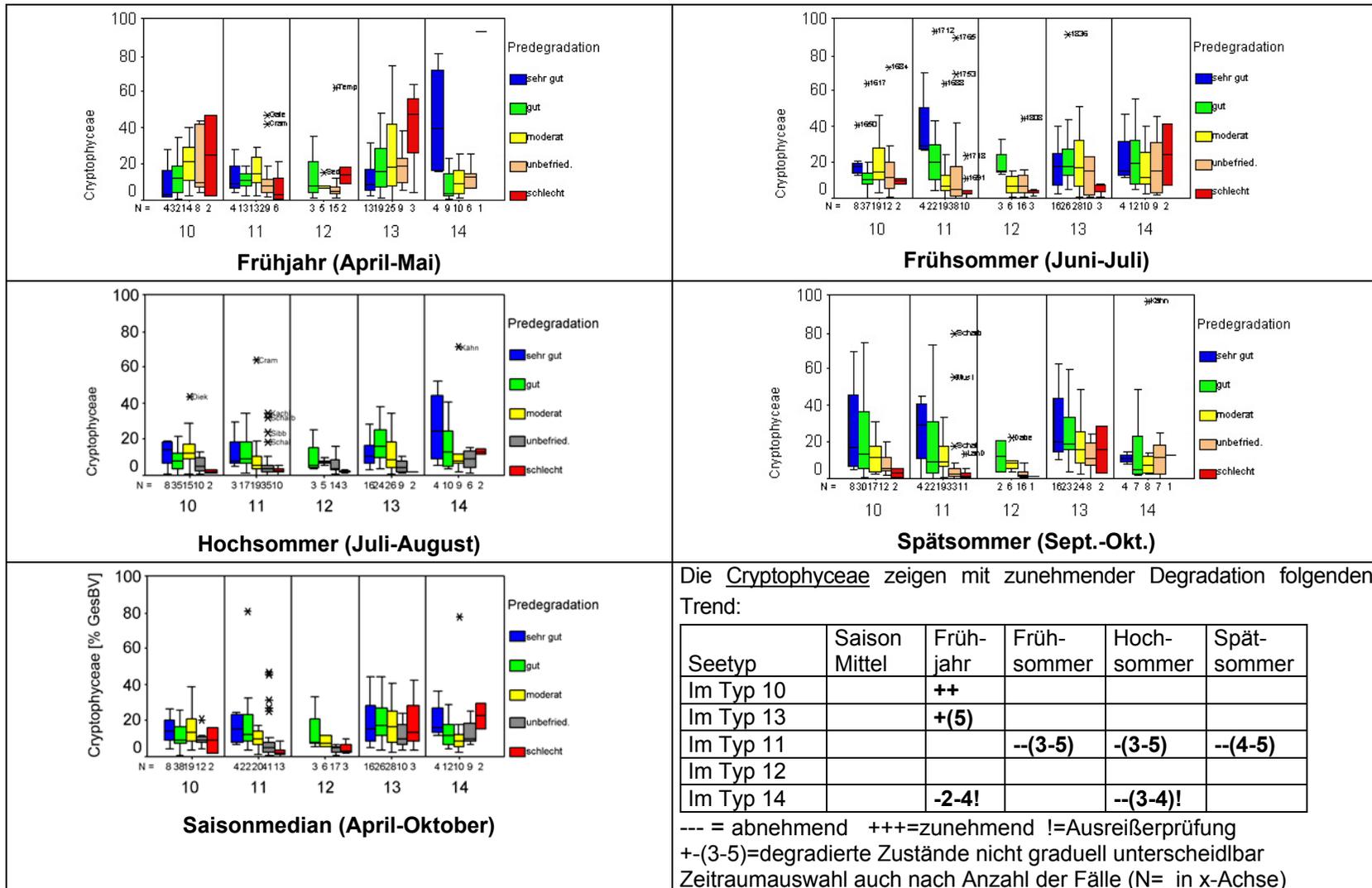


Abbildung 51: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Conjugatophyceae (Zieralgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.

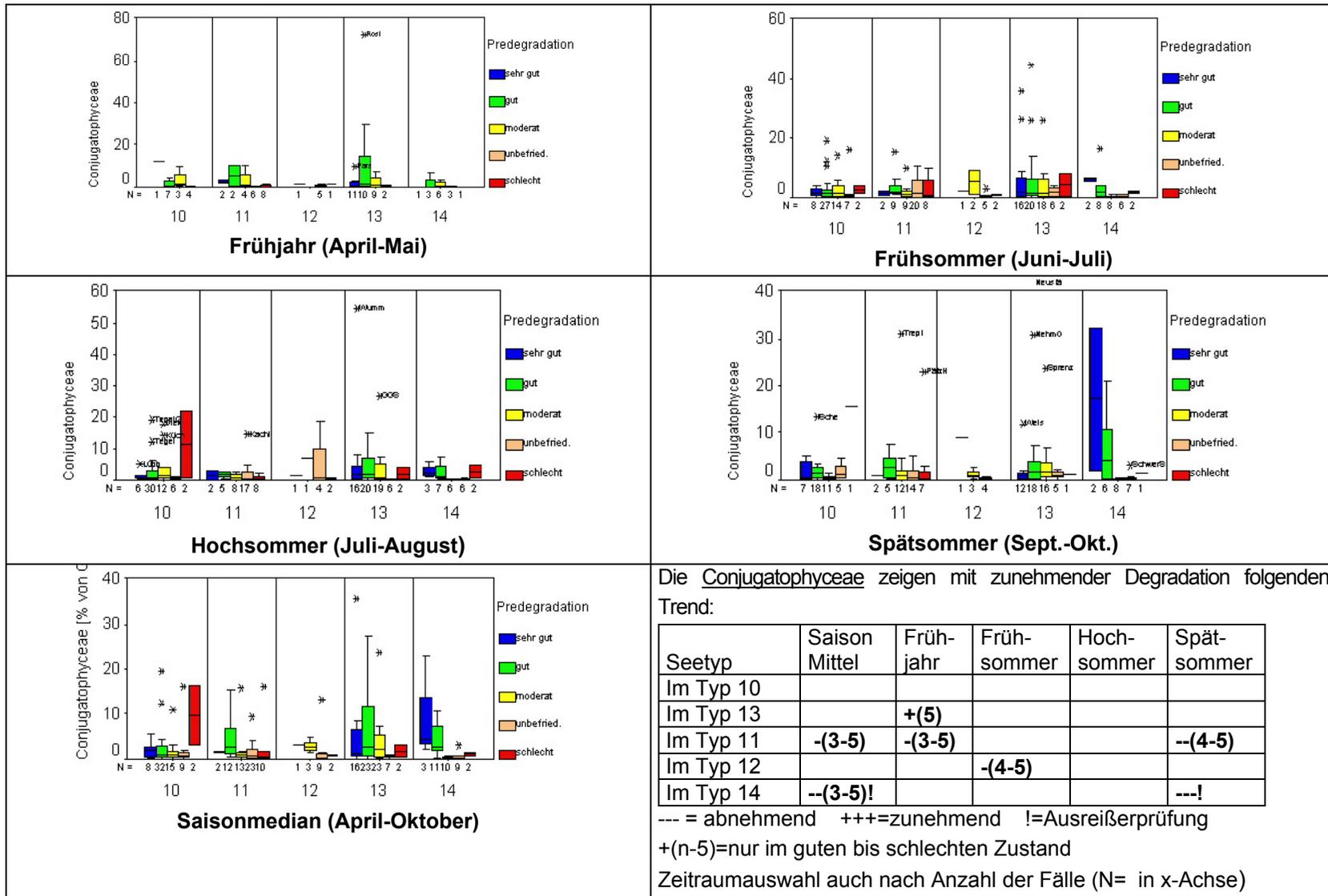


Abbildung 52: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chrysophyceae (Goldgelbalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.

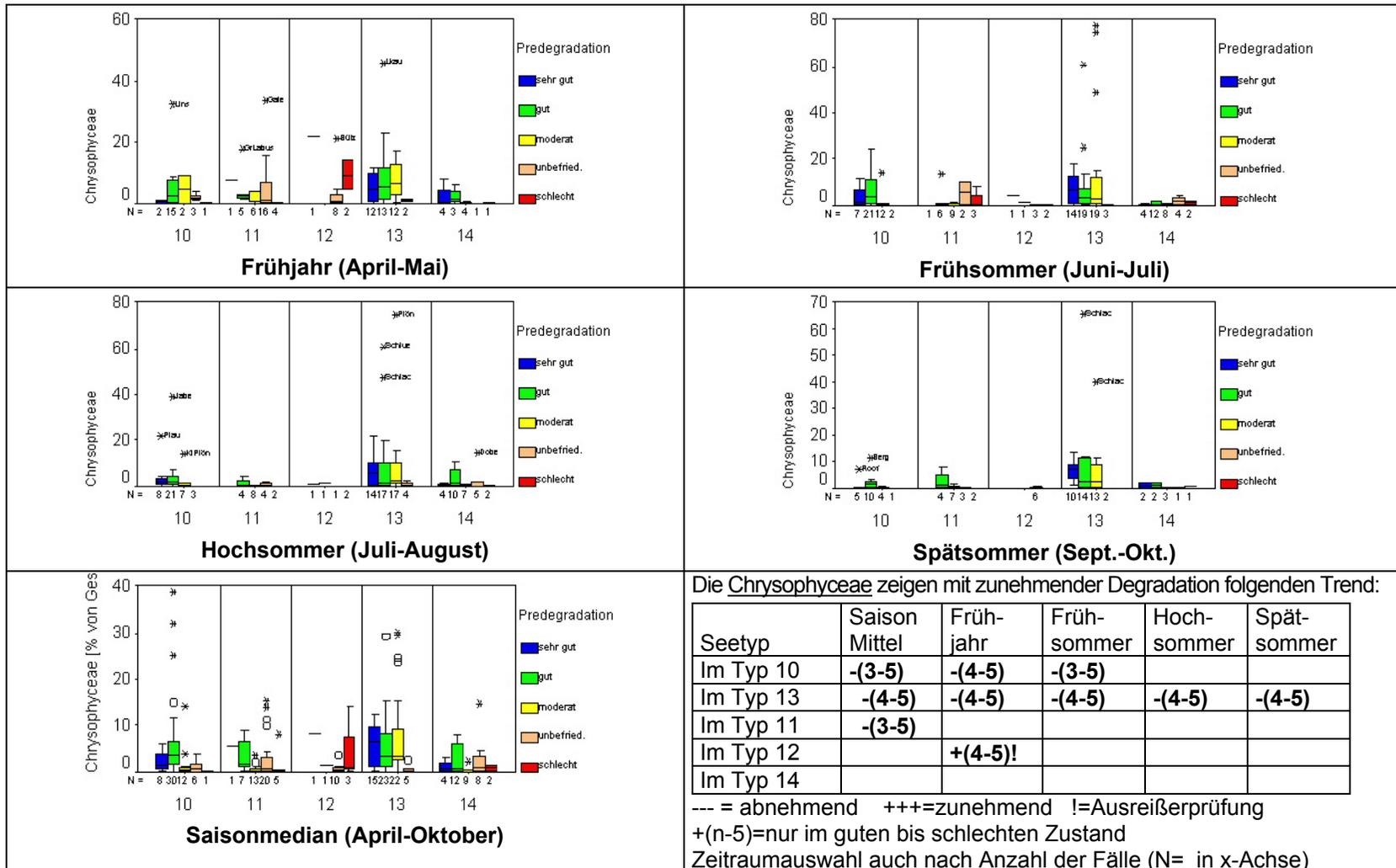


Abbildung 53: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chlamydoephyceae am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland

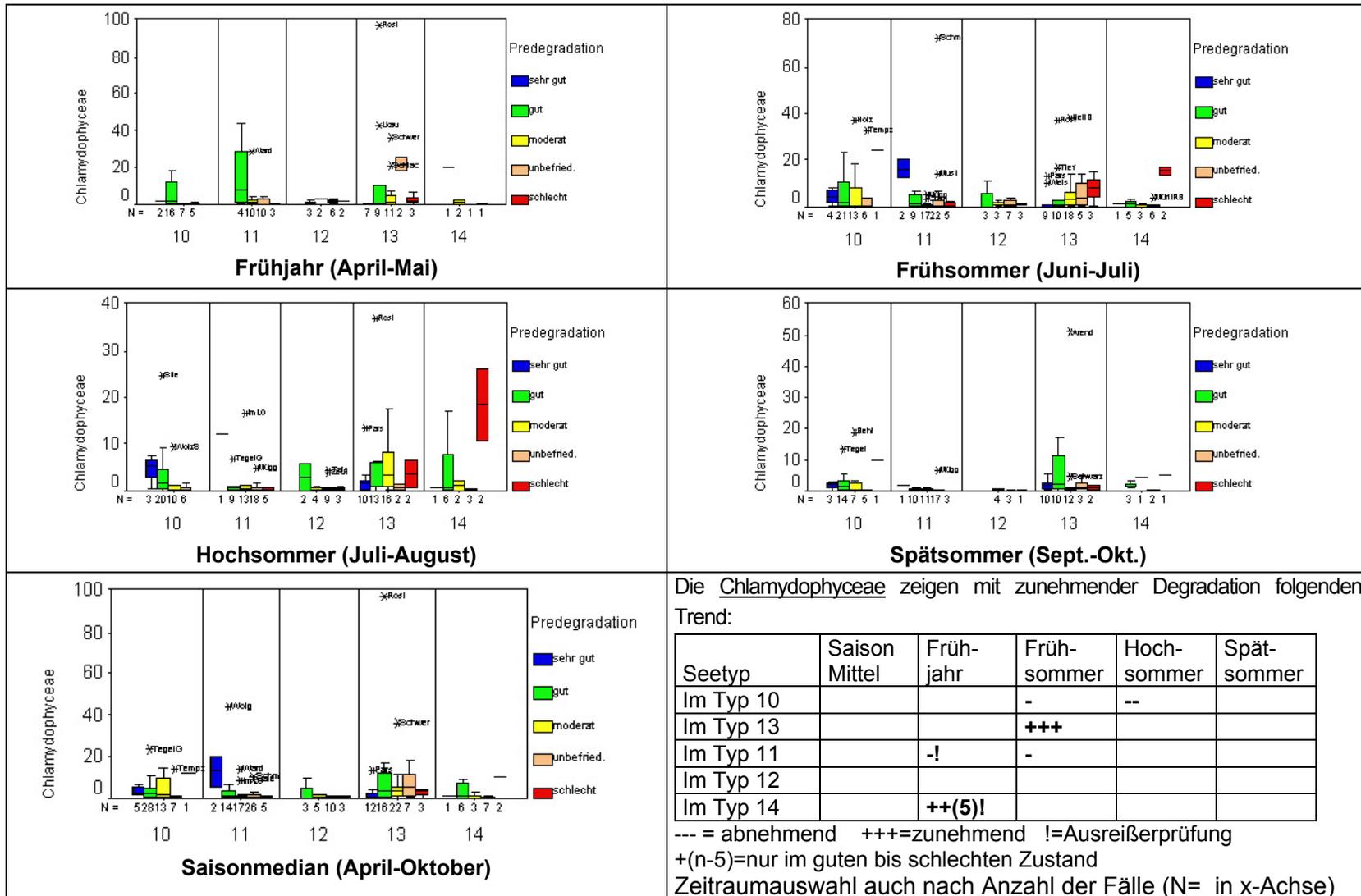
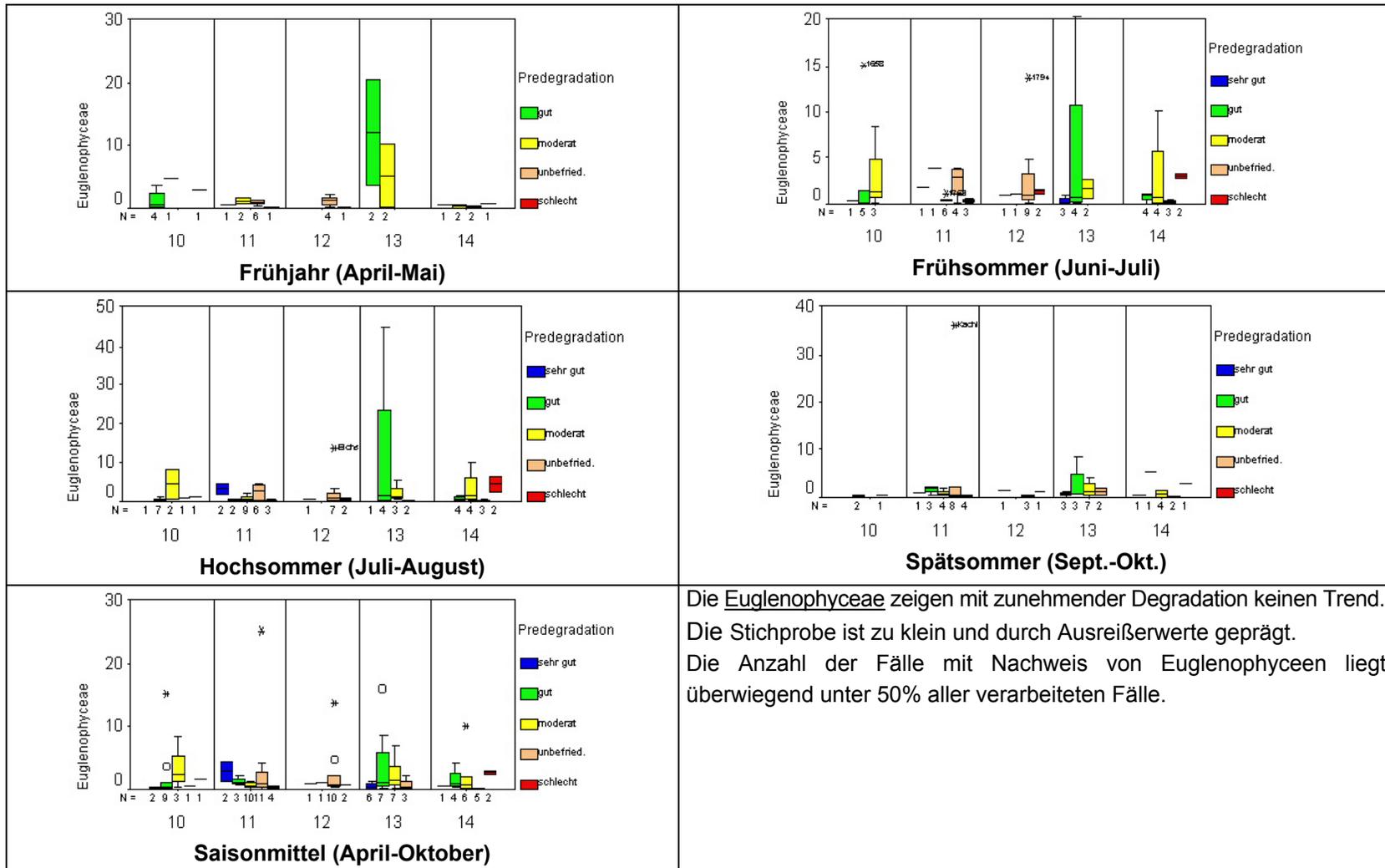


Abbildung 54: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Euglenophyceae (Augenflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Prädegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Tiefland.



Alpen und Voralpen

Abbildung 55: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Bacillariophyceae (Diatomeen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) der Alpen und Voralpen.

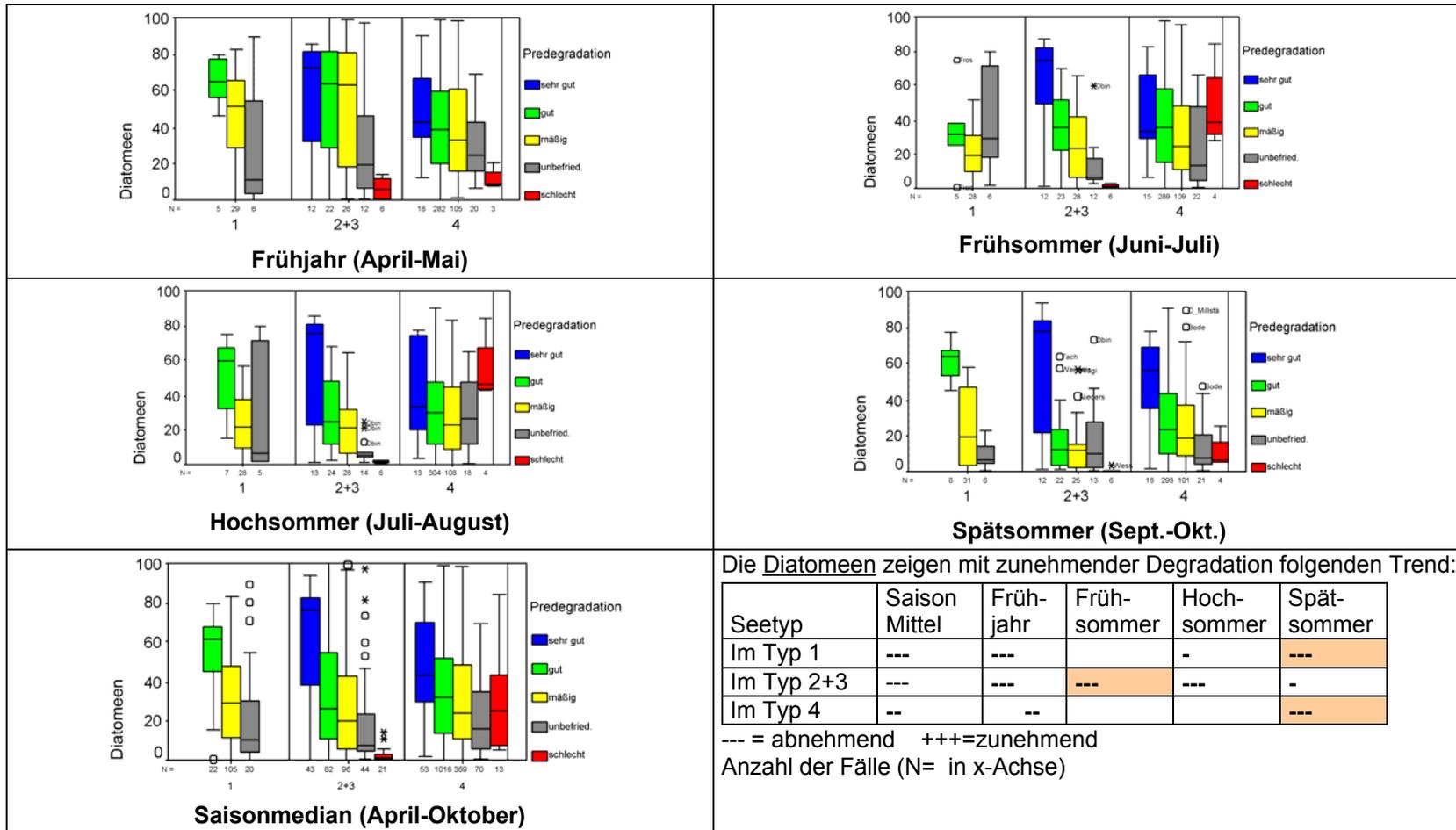


Abbildung 56: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cyanobakterien (Blaualgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.

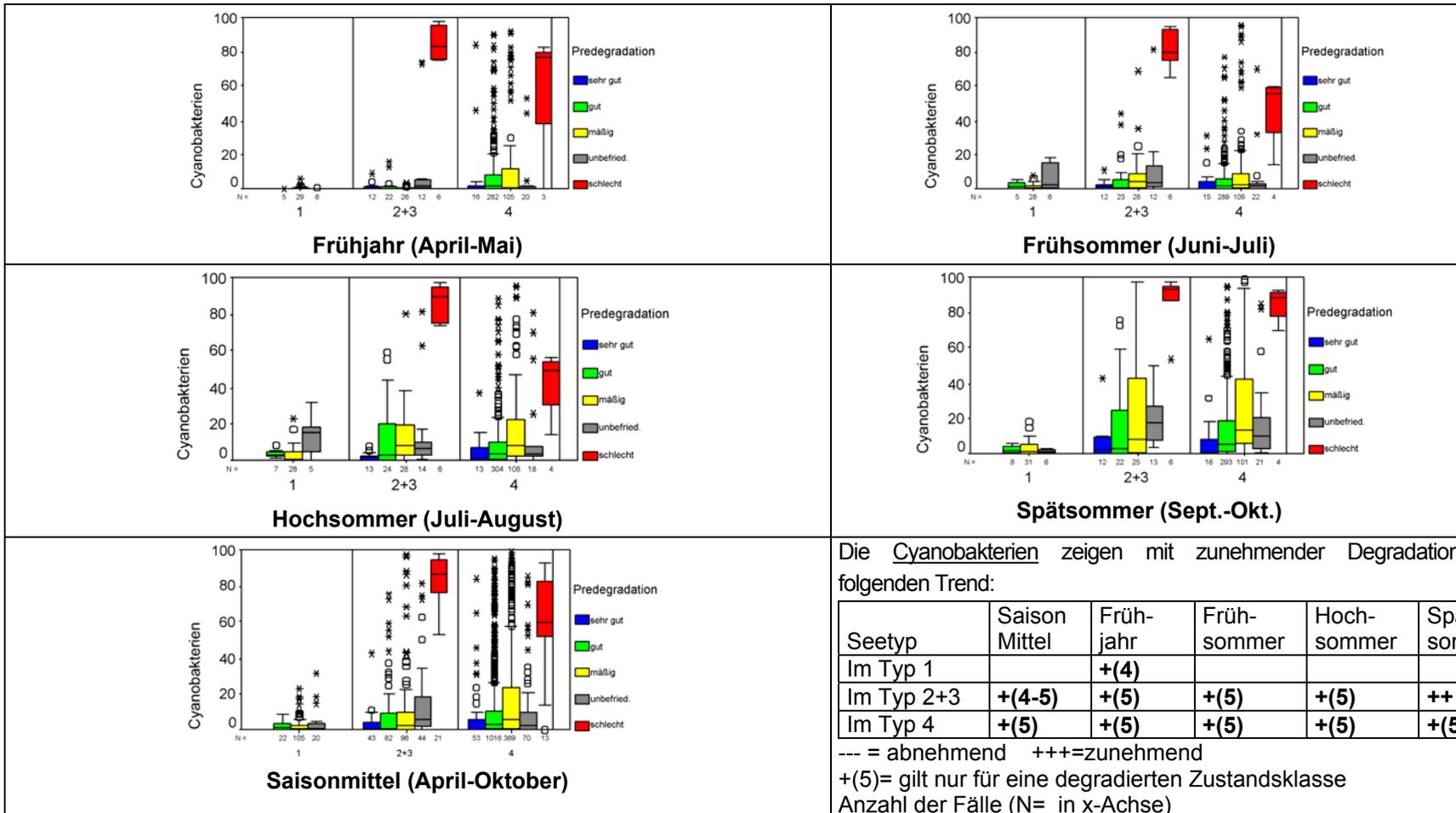
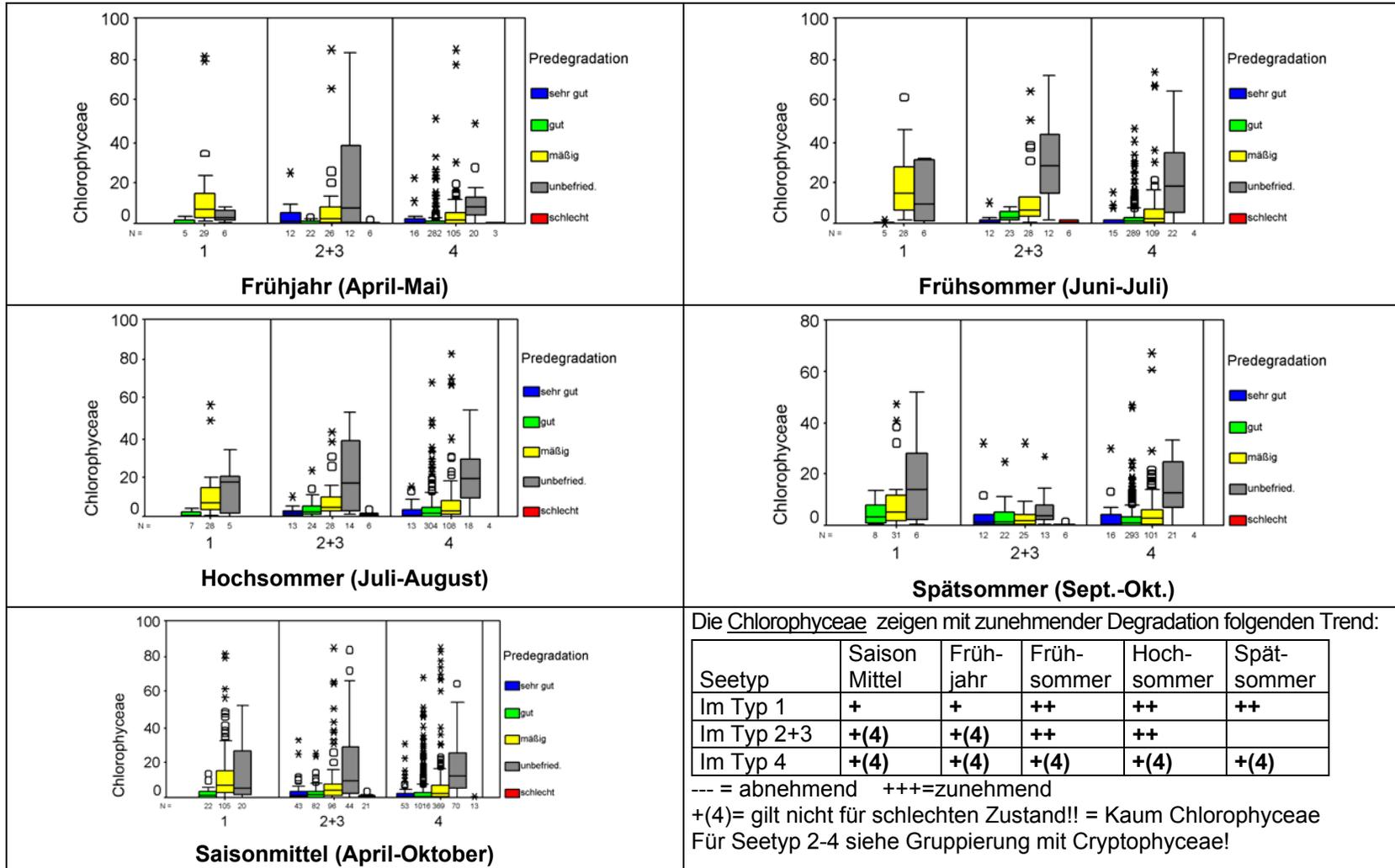


Abbildung 57: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chlorophyceae (Grünalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.



Die Chlorophyceae zeigen mit zunehmender Degradation folgenden Trend:

Seetyp	Saison Mittel	Früh-jahr	Früh-sommer	Hoch-sommer	Spät-sommer
Im Typ 1	+	+	++	++	++
Im Typ 2+3	+(4)	+(4)	++	++	
Im Typ 4	+(4)	+(4)	+(4)	+(4)	+(4)

--- = abnehmend +++=zunehmend
 +(4)= gilt nicht für schlechten Zustand!! = Kaum Chlorophyceae
 Für Seetyp 2-4 siehe Gruppierung mit Cryptophyceae!

Abbildung 58: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Cryptophyceae (Schlundflagellaten) sowie Crypto- plus Chlorophyceae (Gafik gelb hervorgehoben) am Gesamtbiovolumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.

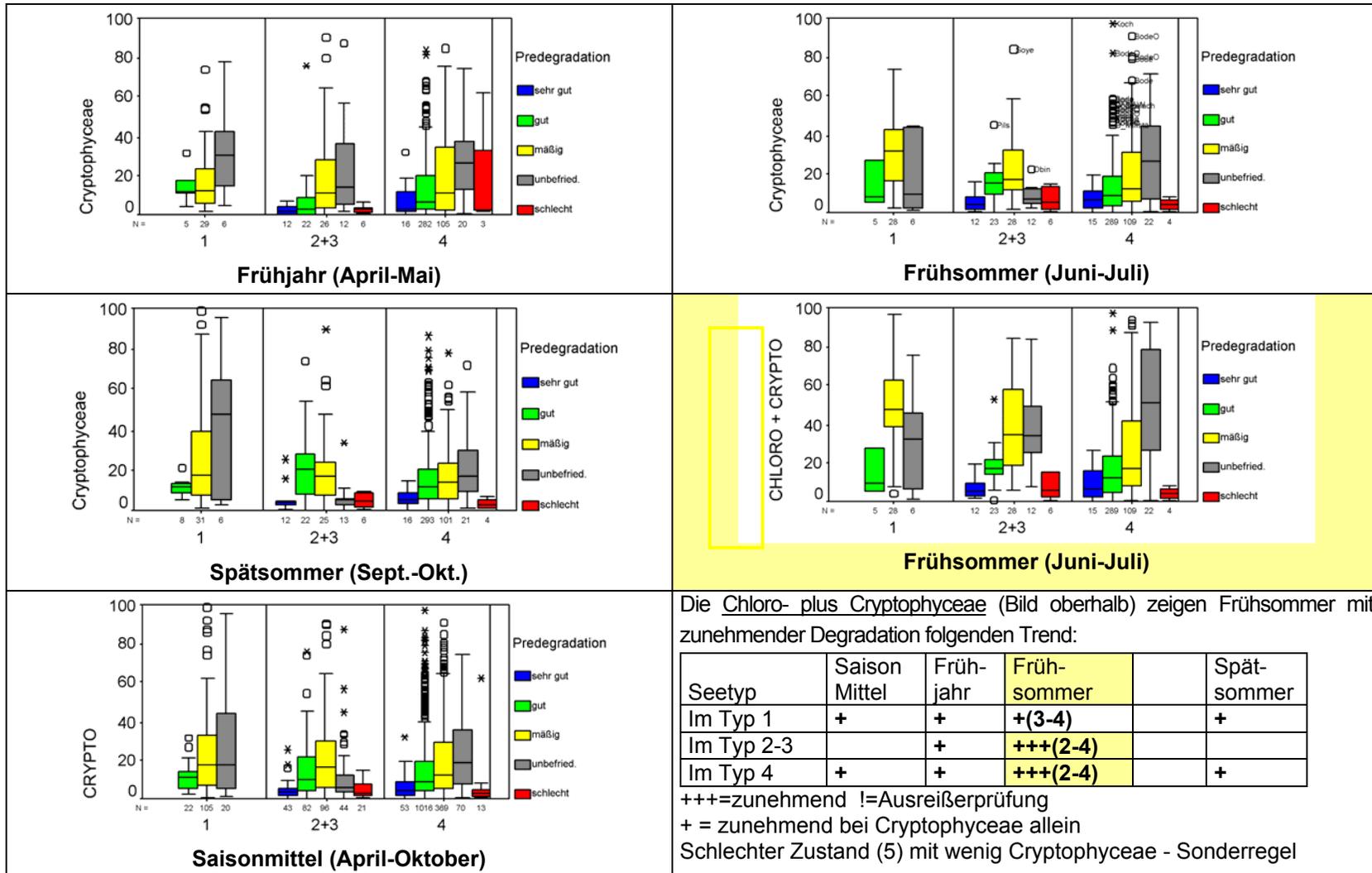


Abbildung 59: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Dinophyceae (Panzerflagellaten) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.

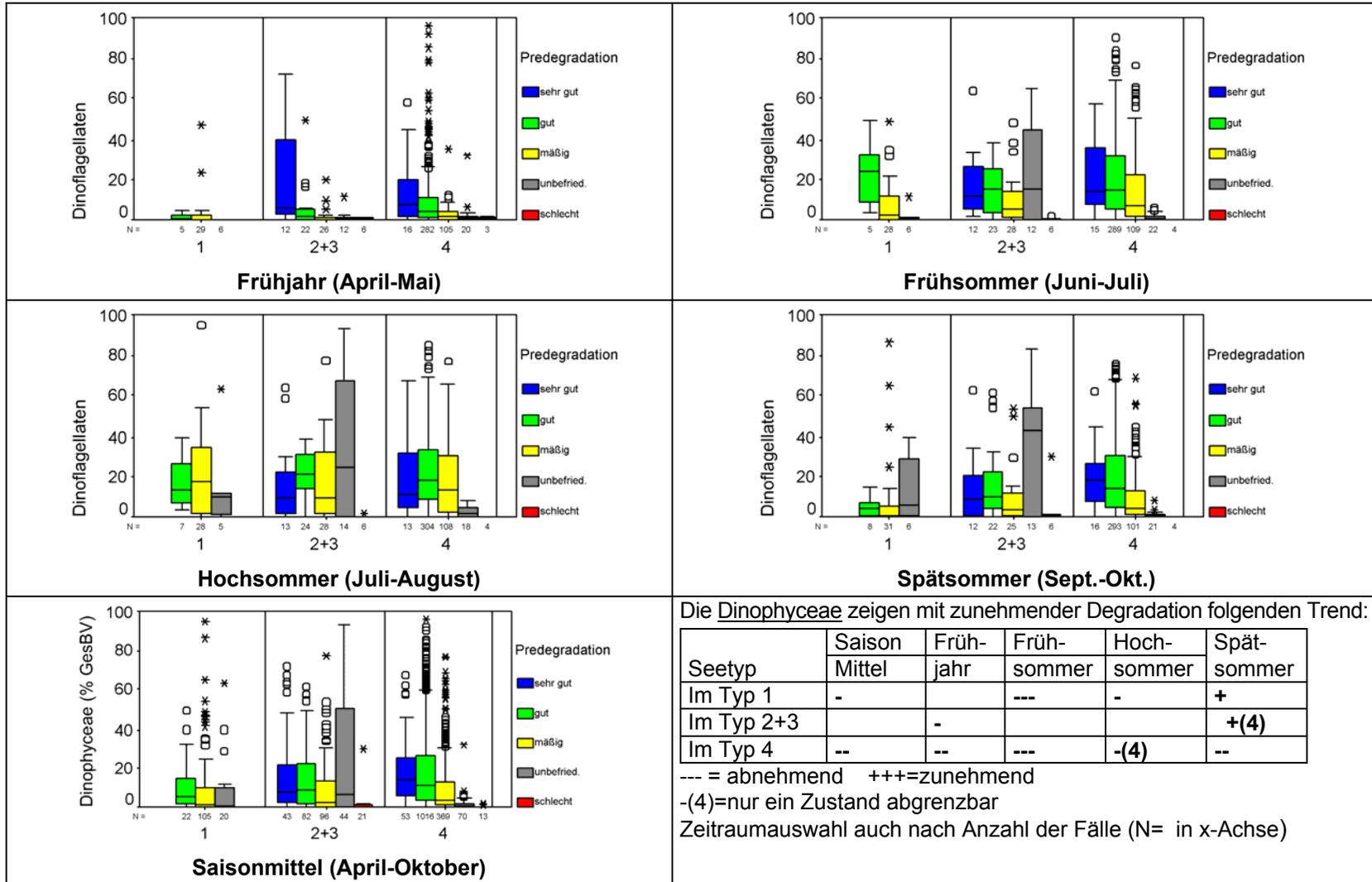


Abbildung 60: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Chrysophyceae (Goldgelbalgen) am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.

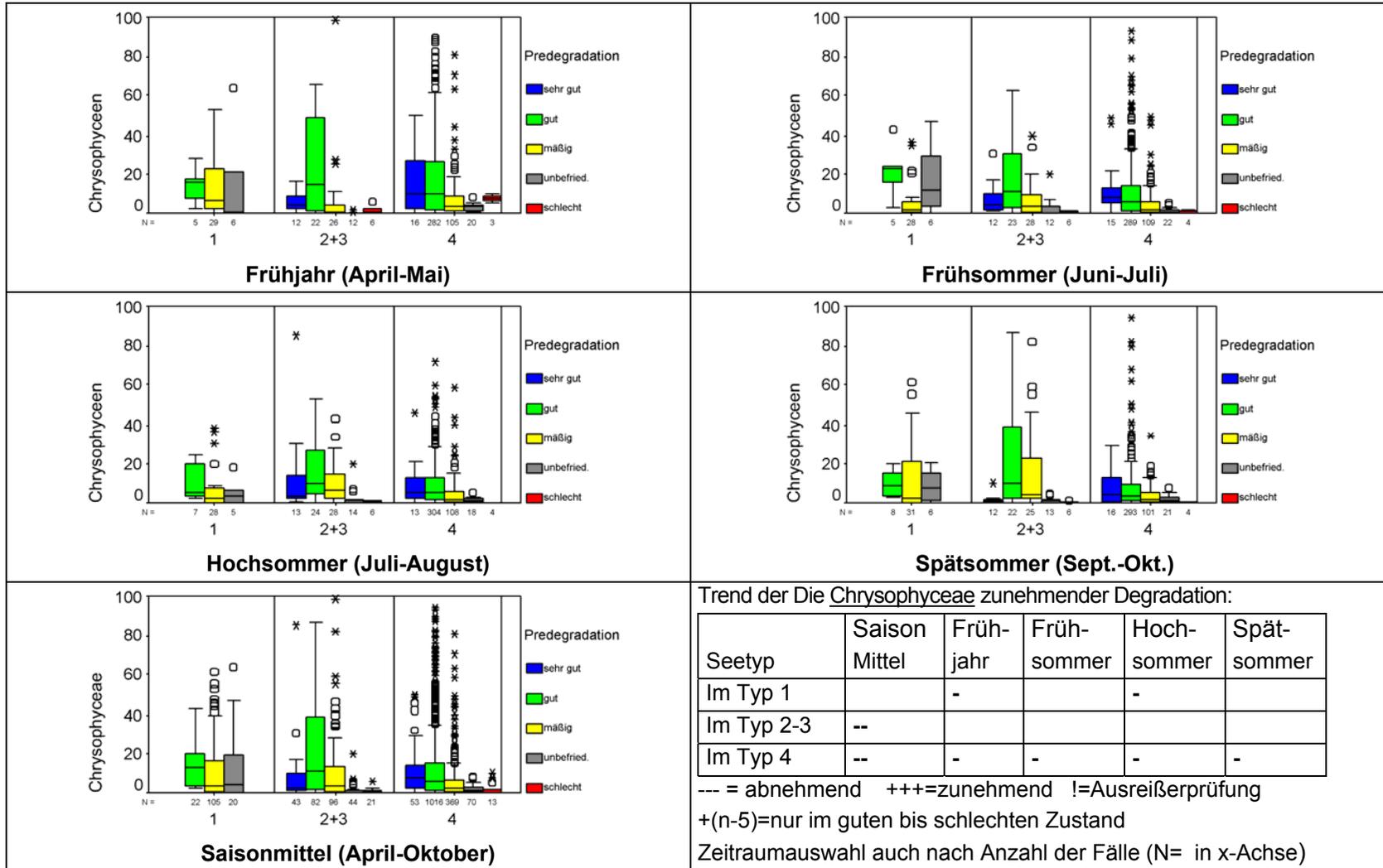
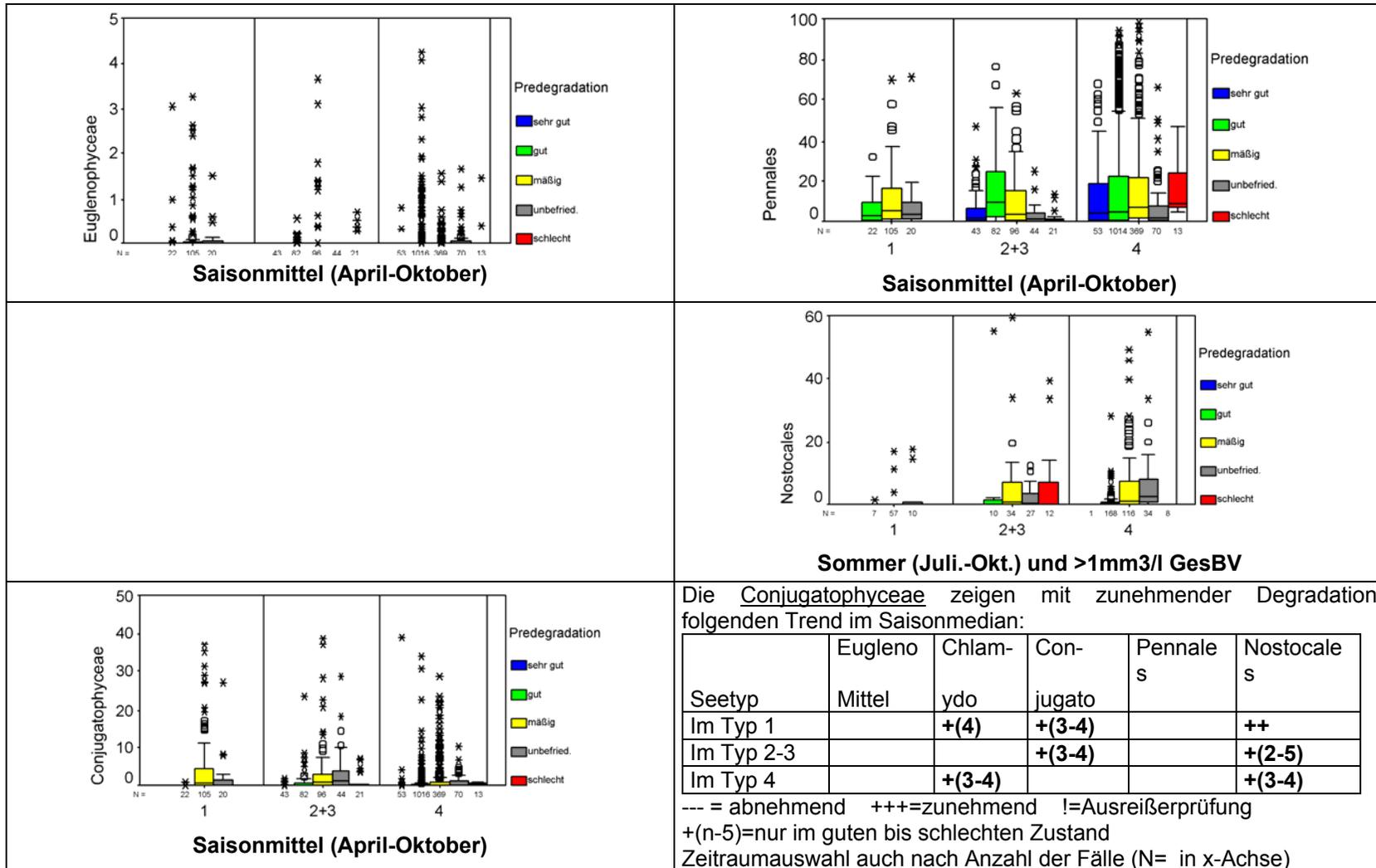


Abbildung 61: Box-plot-Darstellung der Prozentanteile der Euglenophyceae, Chlamydomphyceae und Conjugatophyceae (Zieralgen) und der Ordnungen Pennales und Nostocales am Gesamtbiovolumen in unterschiedlichen Zeiträumen gruppiert für Seen mit gleicher Predegradationsklasse nach Trophie in den Seetypen (Kategoriennummer der x-Achse) im Alpen und Voralpen.



Indikatorlisten der Ökoregionen Alpen/Voralpen und Tiefland

Tabelle 46: Indikatorliste für die Alpen- und Voralpenregion (AVA). Trophieklassen und –grenzen sind am LAWA-Index (1999) orientiert (Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17). Bezeichnungen: Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=(indifferent) kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung. Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3.

Indikator-taxon AVA/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				uo	o	m1/1	m1/2	m2/1	m2/2	e1/1	e1/2	e2	p/h	Präd.
	Seen	Bef.	Saison.	0,750	1,250	1,625	1,875	2,175	2,375	2,625	1,875	3,250	3,750	
<i>Amphora ovalis</i>	7	9	f		2	3	5	8	2					2
<i>Anabaena flos-aquae</i>	20	90	sh		1	2	3	4	5	4	1			2
<i>Anabaena lemmermannii</i>	5	11	s		4	10	5	1						1
<i>Anabaena planctonica</i>	3	20	s				1	3	6	6	4			2
<i>Ankyra judayi</i>	14	41	fh		1	1	3	4	4	4	1	1		1
<i>Ankyra lanceolata</i>	21	130	ind.			2	5	4	4	4	1			1
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	14	101	sh			1	1	3	6	6	3			2
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	15	62	s	1	2	3	5	5	3	1				1
<i>Aphanocapsa elachista</i>	14	75	fs			1	2	4	5	5	1	1		1
<i>Aphanothece clathrata</i>	19	57	sh	1	3	4	4	4	4					2
<i>Aulacoseira ambigua</i>	5	25	fh					9	10	1				1
<i>Aulacoseira granulata</i>	16	130	ind.			1	2	4	4	4	3	2		1
<i>Aulacoseira islandica</i>	6	19	fh		2	3	4	4	4	2	1			2
<i>Bitrichia chodatii</i>	28	200	ind.	5	5	4	3	2	1					1
<i>Botryococcus braunii</i>	11	53	fh		9	8	2	1						1
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	6	21	s				1	2	3	6	6	2		1
<i>Chlorella</i>	8	127	fh					1	4	8	5	2		2
<i>Chroococcus limneticus</i>	13	20	s	1	5	8	4	2						1
<i>Chroococcus minutus</i>	18	51	s		5	6	5	3	1					1
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	11	15	f	2	3	4	5	4	2					1
<i>Chrysolykos skujae</i>	5	9	f	8	8	3	1							2
<i>Closterium acutum</i>	8	39	ind.		1	2	4	4	4	3	1			2
<i>Closterium acutum var. variable</i>	27	179	fhw			1	3	3	4	5	3	1		2
<i>Cocconeis placentula</i>	8	11	ind.	1	2	2	4	4	3	2	1			2
<i>Coelastrum astroideum</i>	3	10	s					1	5	11	3			1
<i>Coelastrum microporum</i>	16	47	s				1	2	3	5	6	3		1
<i>Coelastrum polychordum</i>	4	17	s			5	5	4	3	3				1
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	5	13	sh					1	9	9	1			2
<i>Cosmarium depressum</i>	22	91	fh	1	3	4	4	4	4	1				1
<i>Crucigenia fenestrata</i>	2	4	ind.					2	2	3	5	8		2
<i>Crucigenia quadrata</i>	7	10	s		1	1	3	3	5	5	1	1		2
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	10	36	ind.			2	2	3	5	5	3			2
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	13	14	fs		1	2	4	5	4	2	1	1		2
<i>Cryptomonas curvata/rostratiformis</i>	27	168	fw		1	2	2	4	5	5	1			1
<i>Cryptomonas marssonii</i>	35	277	fh			1	1	2	6	5	4	1		1
<i>Cyclotella bodanica</i>	10	78	fh		8	6	2	2	1	1				1
<i>Cyclotella comensis</i>	22	119	ind.	4	5	3	3	2	2	1				1

Indikatortaxon AVA/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				uo	o	m1/1	m1/2	m2/1	m2/2	e1/1	e1/2	e2	p/h	Präd.
	Seen	Bef.	Saison.	0,750	1,250	1,625	1,875	2,175	2,375	2,625	1,875	3,250	3,750	
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	2	40	f		1	10	8	1						1
<i>Cyclotella delicatula</i>	7	21	f	2	2	3	4	5	2	1	1			1
<i>Cyclotella distinguenda</i>	14	63	fs	1	1	3	4	5	5	1				1
<i>Cyclotella glomerata</i>	6	11	f	1	6	5	5	2	1					1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	6	9	fw		4	9	4	2	1					1
<i>Cyclotella ocellata</i>	8	20	sh	1	2	5	4	4	4					1
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	2	34	ind.		10	8	2							1
<i>Cyclotella radiosa</i>	27	167	fs		1	3	5	4	4	2	1			2
<i>Cymatopleura solea</i>	3	9	wf		5	5	4	2	2	1	1			2
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	4	11	sh		2	6	5	4	2	1				2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	17	88	fh		1	2	2	7	6	1	1			1
<i>Dinobryon cylindricum</i>	17	61	f	4	4	4	3	2	1	1	1			1
<i>Dinobryon divergens</i>	50	363	fs	2	3	5	3	3	2	1	1			1
<i>Dinobryon sertularia</i>	29	117	sh		1	1	4	5	4	3	1			1
<i>Dinobryon sociale</i>	40	205	fh	1	2	5	5	4	2	2	1			1
<i>Fragilaria capucina</i>	17	66	fh	1	1	4	4	4	4	1	1			2
<i>Fragilaria cyclopus</i>	7	17	f			6	8	4	2					1
<i>Fragilaria reicheltii</i>	3	5	hw				1	9	9	1				2
<i>Gymnodinium cnecoides</i>	3	3	h		1	9	9	1						2
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	31	195	ind.	4	5	3	2	2	2	1	1			2
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	5	8	fs			7	10	3						1
<i>Leptolyngbya tenuis</i>	9	26	sh		3	6	5	3	2	1				2
<i>Limnothrix redekei</i>	4	56	ind.					1	3	3	3	4	6	1
<i>Mallomonas akrokomos</i>	22	79	ind.			2	4	4	5	5				1
<i>Mallomonas caudata</i>	19	94	sh			3	6	8	2	1				1
<i>Micractinium pusillum</i>	5	6	s					1	5	6	5	2	1	1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	22	56	sh			1	2	3	4	6	3	1		2
<i>Microcystis flos-aquae</i>	9	12	sh			2	2	3	5	4	4			2
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	21	97	ind.		4	5	5	3	2	1				1
<i>Monoraphidium minutum</i>	12	50	ind.				1	1	5	5	4	2	2	2
<i>Mougeotia</i>	6	52	sh			1	2	3	6	6	1			1
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	1	2	f							3	8	8	1	2
<i>Nephrocystium agardhianum</i>	11	19	s				1	2	7	8	1			2
<i>Nitzschia acicularis- Formenkreis</i>	9	82	ind.		1	2	2	2	3	4	4	2		1
<i>Nitzschia fruticosa</i>	4	18	fh			1	2	7	8	1	1			2
<i>Oocytis marssonii</i>	21	75	fs			1	1	2	3	5	5	3		2
<i>Pediastrum boryanum</i>	34	136	fs				1	2	3	6	5	3		2
<i>Pediastrum simplex</i>	2	5	ind.						1	9	9	1		2
<i>Pediastrum tetras</i>	4	18	fs					2	5	6	6	1		2
<i>Peridinium aciculiferum</i>	12	50	f		1	5	4	3	3	2	1			2
<i>Peridinium bipes</i>	3	6	ind.			1	7	6	6					2
<i>Peridinium cinctum</i>	6	36	ind.	1	1	4	4	4	2	2	1			1
<i>Peridinium umbonatum- Komplex</i>	16	89	fs		5	4	4	3	2	1	1			1
<i>Peridinium willei</i>	17	83	fs	1	4	4	4	4	2	1				1
<i>Phacotus lendneri</i>	22	72	fs		1	2	3	3	4	4	3			1
<i>Phacotus lenticularis</i>	5	16	s		1	7	8	2	1	1				2
<i>Phacus longicauda</i>	5	12	s				1	2	2	3	4	6	2	1
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	7	49	ind.					1	1	2	3	4	9	2
<i>Planktothrix rubescens</i>	22	218	ind.		1	6	6	4	2	1				1

Indikatortaxon AVA/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				uo	o	m1/1	m1/2	m2/1	m2/2	e1/1	e1/2	e2	p/h	Präd.
	Seen	Bef.	Saison.	0,750	1,250	1,625	1,875	2,175	2,375	2,625	1,875	3,250	3,750	
<i>Pseudanabaena catenata</i>	4	11	fs		1	2	2	2	6	5	1			1
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	8	34	sh		1	1	2	4	4	4	3	1		1
<i>Rhabdogloea smithii</i>	7	16	fs			1	2	5	5	4	1	1		2
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	3	11	fs					1	6	6	6	1		2
<i>Scenedesmus linearis</i>	18	55	fs		1	3	4	4	3	2	1	1		2
<i>Scenedesmus obtusus</i>	7	14	fs				2	3	6	5	3	1		2
<i>Snowella lacustris</i>	22	77	sh	3	3	3	4	3	2	1	1			1
<i>Staurastrum paradoxum</i>	11	34	ind.				1	3	4	4	4	4		1
<i>Staurastrum tetracerum</i>	6	24	s				1	1	2	7	8	1		2
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	4	12	s				2	7	7	3	1			2
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	17	61	fh		1	3	4	4	4	2	1			2
<i>Stephanodiscus binderanus</i>	2	16	ind.			1	1	3	9	5	1			1
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	8	73	f			1	1	2	4	4	4	4		1
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	15	115	f	2	2	3	3	3	3	2	1			1
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	13	146	fh		1	2	3	3	3	3	3	2		1
<i>Synura uvella</i>	11	28	ws			1	2	3	4	5	5	1		1
<i>Tabellaria fenestrata</i>	26	120	s		2	5	6	4	2	1				2
<i>Tabellaria flocculosa</i>	13	54	fh	1	3	4	6	4	1					1
<i>Tetrachlorella alternans</i>	7	17	s		3	4	5	4	4					1
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	5	16	sh		1	5	5	5	4					2
<i>Tetrastrum triangulare</i>	6	11	s		3	4	4	3	2	2	1	1		2
<i>Trachelomonas volvocina</i>	9	13	s			1	2	4	4	4	5			2
<i>Uroglena americana</i>	17	44	shw			2	3	4	4	4	3			1
<i>Willea irregularis</i>	8	15	s		3	5	6	5	1					1
<i>Woronichinia naegeliana</i>	8	14	sh		3	8	7	1	1					1

Tabelle 47: Indikatorliste für die geschichteten Seen der Ökoregion Tiefland (TLgesch). Trophieklassen und –grenzen sind am LAWA-Index (1999) orientiert (Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17). Bezeichnungen: Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=(indifferent) kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung. Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3.

Indikatortaxon TLgesch/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch	Seen	Bef.	Saison.	o	m1	m2	e1	e1/1	e1/2	p1/1	p1/2	p2	h	Präd.
				1	1,75	2,25	2,75	3,125	3,375	3,625	3,875	4,25	4,75	
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	10	19	sh		6	6	6	2						2
<i>Actinastrum hantzschii</i>	28	40	ind.			1	2	3	3	5	3	2	1	2
<i>Amphidinium elenkinii</i>	4	11	ind.			1	9	8	2					2
<i>Amphora pediculus</i>	1	1	fh	12	7	1								2
<i>Anabaena circinalis</i>	14	26	s			4	8	4	2	2				1
<i>Anabaena flos-aquae</i>	49	123	s		3	5	4	3	3	2				2
<i>Anabaena lemmermannii</i>	10	28	s	6	5	4	4	1						1
<i>Anabaena planctonica</i>	4	7	s			5	12	3						2
<i>Anabaena solitaria</i>	24	40	s			2	3	6	4	4	1			1
<i>Ankyra judayi</i>	27	54	fh		6	6	6	2						2
<i>Ankyra lanceolata</i>	5	10	ind.		2	8	8	2						2
<i>Aphanizomenon gracile</i>	48	95	sh	1	3	4	5	5	1	1				2
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	15	31	s				1	2	3	5	5	4		1
<i>Aphanocapsa incerta</i>	7	12	f		2	8	7	2	1					1
<i>Aphanothece clathrata</i>	7	22	s	4	5	4	4	2	1					1
<i>Aulacoseira islandica</i>	9	34	fh		2	2	10	3	2	1				2
<i>Bitrichia chodatii</i>	6	16	s	7	7	4	2							1
<i>Botryococcus braunii</i>	9	23	s	8	6	3	2	1						1
<i>Carteria</i>	14	22	s		1	6	6	6	1					2
<i>Ceratium furcoides</i>	17	46	s			5	8	7						1
<i>Chroococcus distans</i>	1	11	s	12	7	1								2
<i>Chroococcus limneticus</i>	23	67	s	5	11	2	2							2
<i>Chroococcus minutus</i>	6	12	s	7	6	4	3							2
<i>Chroococcus turgidus</i>	4	7	s			10	8	2						2
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	1	1	f	5	14	1								2
<i>Closterium aciculare</i>	23	49	ind.		4	6	7	3						2
<i>Closterium acutum</i>	17	38	s		4	5	4	4	3					1
<i>Closterium acutum var. variable</i>	49	158	ind.		4	6	7	3						1
<i>Closterium strigosum</i>	1	1	ind.						2	8	7	2	1	2
<i>Coelastrum astroideum</i>	10	18	f			2	8	5	3	2				1
<i>Coelastrum microporum</i>	63	146	s		2	3	4	4	4	2	1			2
<i>Cosmarium humile</i>	4	5	s			6	8	5	1					2
<i>Cosmarium phaseolus</i>	1	9	ind.	12	7	1								2
<i>Crucigenia minuta</i>	3	10	fs			1	6	8	4	1				2
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	5	8	s		9	7	4							2
<i>Cryptomonas curvata/rostratiformis</i>	11	22	fh		2	5	7	5	1					2
<i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>	19	170	fh	1	3	4	7	4	1					1
<i>Cryptomonas marssonii</i>	12	67	ind.	2	3	4	5	4	2					2

Indikatortaxon TLgesch/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				o	m1	m2	e1	e1/1	e1/2	p1/1	p1/2	p2	h	Präd.
<i>Cyanodictyon</i>	9	13	f		7	7	4	2						2
<i>Cyclotella comensis</i>	1	25	ind.	12	7	1								1
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	1	3	ind.	12	7	1								1
<i>Cyclotella krammeri</i>	1	19	ind.	12	7	1								1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	37	fh	1	8	10	1							2
<i>Cyclotella ocellata</i>	2	3	fh	7	6	6	1							2
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	3	19	ind.		12	7	1							2
<i>Cyclotella radiosa</i>	6	66	fs	7	5	5	1	1	1					1
<i>Cyclotella tripartita</i>	1	24	f	17	3									1
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3	11	s					2	3	4	5	4	2	1
<i>Cymatopleura solea</i>	1	9	wf	12	7	1								2
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	3	3	fs				6	7	7					2
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	11	15	fs		9	7	2	2					0	2
<i>Dinobryon bavaricum</i>	2	7	fs	9	7	4								1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	4	8	s	1	13	6								1
<i>Dinobryon cylindricum</i>	2	3	ind.	6	5	5	4							2
<i>Dinobryon divergens</i>	57	146	fs	2	7	6	3	1	1					2
<i>Dinobryon pediforme</i>	1	4	ind.	13	7									2
<i>Dinobryon sertularia</i>	3	3	ind.		7	8	3	1	1					2
<i>Dinobryon sociale</i>	24	60	fs	5	5	6	4							2
<i>Dinobryon suecicum</i>	1	1	ind.	12	7	1								2
<i>Eudorina elegans</i>	25	47	fs			1	2	3	5	6	3	1		2
<i>Fragilaria capucina</i>	13	35	fh	2	3	4	6	3	2					2
<i>Fragilaria construens</i>	4	10	fh	4	7	7	1	1						2
<i>Fragilaria crotonensis</i>	91	312	ind.	2	3	4	5	2	2	1	1			2
<i>Fragilaria reicheltii</i>	4	9	fs		1	8	10	1						2
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	9	18	fs		8	6	4	1	1					1
<i>Golenkinia radiata</i>	7	8	f		1	2	6	7	3	1				2
<i>Gymnodinium cnecoides</i>	3	3	ind.	4	7	9								2
<i>Lagerheimia ciliata</i>	4	5	s			1	9	9	1					2
<i>Limnithrix redekei</i>	48	149	fh		1	2	2	3	3	3	3	2	1	1
<i>Micractinium pusillum</i>	5	8	f			2	10	6	2					1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	47	120	ind.		4	4	4	3	2	2	1			2
<i>Microcystis flos-aquae</i>	8	9	sh		2	3	5	5	3	2				2
<i>Microcystis viridis</i>	5	7	h		3	3	5	5	3	1				1
<i>Microcystis wesenbergii</i>	35	85	sh				2	4	5	5	3	1		1
<i>Monoraphidium griffithii</i>	17	30	s		8	7	2	2	1					2
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	32	66	ind.	6	7	4	2	1						2
<i>Monoraphidium minutum</i>	12	25	fh			9	7	3	1					2
<i>Mougeotia</i>	19	36	sh		2	5	6	4	2	1				2
<i>Nitzschia fruticosa</i>	3	5							5	7	6	1	1	2
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	8	11	fs		2	3	6	4	3	2				1
<i>Oocytis marssonii</i>	13	38	s	1	2	2	5	4	4	2				2
<i>Pediastrum duplex</i>	40	76	fs			1	2	5	6	3	2	1		2
<i>Pediastrum tetras</i>	14	23	s			7	6	5	2					2
<i>Peridinium cinctum</i>	26	61	fs	1	3	4	4	4	2	1	1			1
<i>Peridinium umbonatum-Komplex</i>	11	29	fs	5	6	5	2	2						1
<i>Peridinium willei</i>	7	10	s	1	9	6	4							1
<i>Phacotus lenticularis</i>	14	31	s	5	5	5	4	1						2
<i>Planktolynghya limnetica</i>	17	40	s		3	4	4	5	3	1				2

Indikatortaxon TLgesch/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				o	m1	m2	e1	e1/1	e1/2	p1/1	p1/2	p2	h	Präd.
<i>Planktothrix rubescens</i>	7	31	ind.	1	3	8	6	2						1
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	60	158	ind.		2	4	5	5	3	1				1
<i>Pteromonas</i>	3	4	ind.					1	4	5	5	3	1	2
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	9	26	sh	7	10	3								1
<i>Radiocystis geminata</i>	6	15	sh	8	8	4								2
<i>Scenedesmus costato- granulatus</i>	8	35	ind.	8	8	3	1							2
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	2	4	fh				1	5	7	5	2			2
<i>Scenedesmus intermedius</i>	1	2	ind.						1	6	7	6		2
<i>Scenedesmus magnus</i>	1	3	ind.						2	8	7	2	1	2
<i>Scenedesmus obtusus</i>	9	10	s		6	5	5	4						2
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	2	4	ind.							6	7	6	1	2
<i>Schroederia</i>	23	42	ind.		1	2	4	4	5	2	1			2
<i>Snowella lacustris</i>	21	43	sh	3	14	2	1							1
<i>Snowella litoralis</i>	7	10	s		17	2	1							2
<i>Staurastrum tetracerum</i>	10	24	ind.		3	4	4	4	5					1
<i>Stephanocostis chantaicus</i>	1	22	ind.	12	7	1								2
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	4	19	f	4	6	8	2							2
<i>Stephanodiscus binderanus</i>	5	12	s		2	4	13	1						1
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	30	128	ind.		2	4	6	4	3	1				1
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	9	49	f	4	5	6	3	2						1
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	36	156	ind.		2	4	8	4	2					1
<i>Stichogloea dorderleinii</i>	1	17	fs	12	7	1								1
<i>Synura uvella</i>	5	8	f		1	4	8	4	2	1				1
<i>Tabellaria fenestrata</i>	8	30	s	2	12	3	2	1						2
<i>Tabellaria flocculosa</i>	3	14	fh	3	12	5								1
<i>Tetrachlorella alternans</i>	2	2	s		8	8	4							2
<i>Tetraedriella jovetii</i>	1	21	f	12	7	1								1
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	6	8	s			5	7	6	2					2
<i>Thorakochloris nygaardii</i>	2	9	fh	1	9	9	1							2
<i>Trachelomonas volvocina</i>	3	7	ind.		6	7	7							2
<i>Trachydiscus sexangularis</i>	1	13	wf	12	7	1								2
<i>Willea vilhelmii</i>	11	16	s	9	7	3	1							1
<i>Woloszynskia</i>	6	16	ind.	4	5	6	5							2
<i>Woronichinia compacta</i>	3	13	ind.		10	6	4							2
<i>Woronichinia naegeliana</i>	11	25	sh		6	6	5	3						2

Tabelle 48: Indikatorliste für die polymiktischen Seen der Ökoregion Tiefland (TLunge).
Trophieklassen und –grenzen sind am LAWA-Index (1999) orientiert (Lage der Trophieklassen s. Tabelle 17). Bezeichnungen: Seen=Anzahl der Seen im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, in denen das Taxon gefunden wurde, Bef.=Anzahl der Taxonbefunde im jeweiligen Kalibrationsdatensatz, Saison.=saisonaler Vorkommensschwerpunkt, f=Frühjahr, s=Sommer, h=Herbst, w=Winter, ind.=(indifferent) kein Schwerpunkt erkennbar bzw. ganzjährig in ähnlicher Dominanz gefunden, Präd.=Indikatorprädikat 1=sicherer Indikator, 2=Indikator auf Bewährung. Prädikatvergabe basiert nicht auf einer Bewertung der Punkteverteilung s. Kap. 9.3.

Indikatoraxon TLunge/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch														
	Seen	Bef.	Saison.	o	m1	m2	e1	e1/1	e1/2	p1/1	p1/2	p2	h	Präd.
				1	1,75	2,25	2,75	3,125	3,375	3,625	3,875	4,25	4,75	
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	7	13	s		1	1	4	5	4	4	1			2
<i>Actinastrum hantzschii</i>	42	107	ind.				2	4	4	4	4	2		2
<i>Actinocyclus normanii</i>	1	9	fh						1	9	9	1		2
<i>Amphidinium elenkinii</i>	4	16	fh			1	4	5	7	3				2
<i>Anabaena circinalis</i>	11	21	s			1	6	6	4	3				1
<i>Anabaena compacta</i>	9	20	s						1	3	5	6	5	2
<i>Anabaena flos-aquae</i>	47	132	s		2	3	4	4	4	2	1			2
<i>Anabaena planctonica</i>	4	7	s				4	6	3	2	2	2	1	2
<i>Anabaena solitaria</i>	13	28	s			1	4	5	4	3	2	1		1
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	8	14	ind.				4	5	6	4	1			1
<i>Ankyra judayi</i>	14	31	s			4	5	4	3	2	1	1		2
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	74	375	s				1	3	5	5	4	2		2
<i>Aphanizomenon gracile</i>	37	100	s				2	2	4	5	5	2		1
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	15	35	s			1	1	2	3	3	4	5	1	1
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	s	4	5	4	4	2	1					2
<i>Aulacoseira granulata</i>	64	343	fs				2	3	3	3	4	3	2	2
<i>Ceratium furcoides</i>	9	18	s				3	6	5	4	2			1
<i>Ceratium hirundinella</i>	42	127	s		2	4	6	5	2	1				2
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	s	7	6	4	3							2
<i>Closterium acutum</i>	10	24	s		1	5	6	5	2	1				1
<i>Closterium limneticum</i>	10	24	ind.				1	2	3	5	5	3	1	2
<i>Closterium acutum var. variable</i>	20	62	ind.			8	5	2	2	2	1			2
<i>Closterium strigosum</i>	1	1	fh						2	8	7	2	1	2
<i>Coelastrum astroideum</i>	18	59	fs				1	2	6	5	4	2		1
<i>Coelastrum microporum</i>	51	163	fs			2	5	5	4	2	1	1		2
<i>Crucigenia fenestrata</i>	5	8						5	8	7				2
<i>Crucigeniella apiculata</i>	4	13	ind.						1	6	6	6	1	2
<i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>	13	98	ind.			5	9	3	2	1				2
<i>Cyanodictyon</i>	1	7	f			3	7	7	3					2
<i>Cyclostephanos dubius</i>	1	23	fh						1	7	12			1
<i>Cyclotella ocellata</i>	2	2	f	1	5	10	4							1
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6	18	s						2	3	5	6	4	1
<i>Diatoma vulgare</i>	5	8	f	1	5	6	6	2						1
<i>Dichotomococcus curvatus</i>	3	7	s						1	6	10	3		2
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	1	8	ind.		1	9	9	1						2
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1	1	f	6	5	5	4							2
<i>Dinobryon divergens</i>	22	59	f		3	4	5	4	2	1	1			2
<i>Eudorina elegans</i>	6	11	f			2	4	4	5	5				1

Indikatortaxon TLunge/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				o	m1	m2	e1	e1/1	e1/2	p1/1	p1/2	p2	h	Präd.
	Seen	Bef.	Saison.	1	1,75	2,25	2,75	3,125	3,375	3,625	3,875	4,25	4,75	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	55	181	fs		2	4	4	4	3	2	1			2
<i>Fragilaria ulna angustissima</i> - Sippen	8	69	f				3	4	5	5	3			2
<i>Gloetrichia echinulata</i>	3	7	fs		8	9	1	1	1					1
<i>Goniochloris mutica</i>	2	9	s						2	9	9			2
<i>Lagerheimia ciliata</i>	7	23	fs				4	4	5	3	3	1		1
<i>Lagerheimia wratislawiensis</i>	4	11	sh							2	5	6	7	2
<i>Limnithrix redekei</i>	64	310	ind.			1	2	3	3	3	3	3	2	1
<i>Melosira varians</i>	9	14	f				1	2	4	5	5	2	1	2
<i>Micractinium pusillum</i>	6	11	ind.			1	4	5	5	3	2			1
<i>Microcystis flos-aquae</i>	13	31	s			1	2	3	3	3	3	3	2	2
<i>Microcystis viridis</i>	9	23	sh		1	1	1	5	6	5	1			1
<i>Microcystis wesenbergii</i>	42	117	sh			1	1	4	4	4	3	2	1	1
<i>Monoraphidium minutum</i>	8	26	ind.		1	7	7	4	1					2
<i>Mougeotia</i>	7	14	s		2	5	6	4	2	1				1
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	3	10	f						1	8	6	5		2
<i>Nitzschia fruticosa</i>	6	11	sh						1	2	3	6	8	1
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	4	10	ind.			1	9	6	2	1	1			2
<i>Oocytis marssonii</i>	5	17	fs		1	1	9	4	3	2				2
<i>Pandorina morum</i>	19	44	f				1	2	3	7	5	2		2
<i>Paulschulzia tenera</i>	2	3	fs			2	5	8	5					2
<i>Pediastrum biradiatum</i>	8	19	fs				2	3	3	3	3	3	3	2
<i>Pediastrum boryanum</i>	81	370	ind.				1	2	5	5	4	2	1	1
<i>Pediastrum duplex</i>	66	191	fs				2	3	4	3	3	3	2	2
<i>Pediastrum kawraiskyi</i>	3	21	ind.					1	6	6	6	1		2
<i>Pediastrum simplex</i>	7	21	fs				1	1	1	1	2	4	10	2
<i>Peridinium aciculiferum</i>	6	18	fs			2	7	8	2	1				2
<i>Peridinium cinctum</i>	24	53	fs		1	6	6	4	2	1				1
<i>Phacus pyrum</i>	12	24	ind.						2	2	7	8	1	1
<i>Planctonema lauterbornii</i>	5	13	s							1	4	12	3	2
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	64	fs				1	2	5	5	5	2		1
<i>Planktothrix agardhii</i>	42	277	sh					1	2	5	5	5	2	2
<i>Pteromonas</i>	6	11	ind.							3	6	6	5	1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	37	186	ind.					1	2	4	6	6	1	2
<i>Scenedesmus armatus</i>	8	35	f			1	2	5	7	4	1			2
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	4	14	ind.					1	1	9	9			2
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	17	40	fh				2	4	7	3	2	1	1	2
<i>Scenedesmus intermedius</i>	3	14	f					1	6	5	5	3		2
<i>Scenedesmus linearis</i>	14	42	fs				1	2	6	4	4	3		2
<i>Scenedesmus magnus</i>	5	20	ind.					1	6	6	6	1		2
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	10	29	fs				2	3	4	4	4	3		2
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	45	214	ind.				1	1	2	4	5	5	2	1
<i>Snowella lacustris</i>	6	11	fh			11	7	2						1
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	7	11	ind.				1	2	3	8	6			1
<i>Staurastrum paradoxum</i>	6	7	s				1	2	8	8	1			1
<i>Staurastrum tetracerum</i>	11	25	fs			5	8	3	2	1	1			2
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	25	121	ind.			2	7	4	3	2	2			1
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	8	35	f				7	7	3	2	1			1
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	22	98	f			4	7	4	3	2				1
<i>Synura uvella</i>	11	33	f			2	7	6	2	2	1			1
<i>Tetraedron caudatum</i>	46	127	ind.				1	2	2	4	7	4		1

Indikatortaxon TLunge/ Trophiebezeichnungen gemäß LAWA (1999)/ darunter die Klassenmitten numerisch				o	m1	m2	e1	e1/1	e1/2	p1/1	p1/2	p2	h	Präd.
	Seen	Bef.	Saison.	1	1,75	2,25	2,75	3,125	3,375	3,625	3,875	4,25	4,75	
<i>Tetraedron incus</i>	6	19	s						1	2	5	6	6	2
<i>Tetraedron triangulare</i>	8	20	fs			2	6	5	3	2	1	1		2
<i>Tetraedron trigonum</i>	8	9	f				1	3	6	7	2	1		1
<i>Tetrastrum staurogeniae- forme</i>	17	58	ind.			1	2	6	4	2	2	2	1	2
<i>Trachelomonas hispida</i>	6	17	s					1	2	4	6	7		1
<i>Tribonema monochloron</i>	3	13	ind.								6	7	7	2
<i>Woronichinia compacta</i>	2	14	sh		2	3	7	4	4					2
<i>Woronichinia naegeliana</i>	13	40	sh			2	3	3	4	4	1	1		2

Tabelle 49: Indikatorliste für die Seen der Ökoregion Alpen und Voralpen (AVA) mit Werten des Trophieschwerpunkts und den Trophieankerwerten (=Verrechnungsgröße im PTSI).

Indikatortaxon_AVA	Stenökiefaktor	TSP_AVA	TAW_AVA
<i>Amphora ovalis</i>	3	1,95	1,96
<i>Anabaena flos-aquae</i>	2	2,20	2,46
<i>Anabaena lemmermannii</i>	4	1,64	1,09
<i>Anabaena planctonica</i>	4	2,50	3,02
<i>Ankyra judayi</i>	2	2,31	2,67
<i>Ankyra lanceolata</i>	3	2,21	2,47
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	3	2,43	2,90
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	2	1,91	1,89
<i>Aphanocapsa elachista</i>	3	2,40	2,85
<i>Aphanothece clathrata</i>	2	1,84	1,64
<i>Aulacoseira ambigua</i>	4	2,30	2,64
<i>Aulacoseira granulata</i>	2	2,46	2,95
<i>Aulacoseira islandica</i>	2	2,06	2,19
<i>Bitrichia chodatii</i>	1	1,44	0,72
<i>Botryococcus braunii</i>	4	1,51	0,82
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	3	2,64	3,30
<i>Chlorella</i>	4	2,68	3,37
<i>Chroococcus limneticus</i>	3	1,59	0,99
<i>Chroococcus minutus</i>	3	1,71	1,28
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	2	1,73	1,32
<i>Chrysolykos skujae</i>	3	1,14	0,50
<i>Closterium acutum</i>	2	2,19	2,44
<i>Closterium acutum var. variabile</i>	2	2,41	2,87
<i>Cocconeis placentula</i>	1	2,04	2,15
<i>Coelastrum astroideum</i>	4	2,58	3,18
<i>Coelastrum microporum</i>	3	2,67	3,36
<i>Coelastrum polychordum</i>	3	2,06	2,19
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	4	2,50	3,04
<i>Cosmarium depressum</i>	2	1,97	2,01
<i>Crucigenia fenestrata</i>	3	2,87	3,74
<i>Crucigenia quadrata</i>	2	2,31	2,66
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	3	2,36	2,76
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	2	2,19	2,43
<i>Cryptomonas curvata/rostratiformis</i>	2	2,24	2,53
<i>Cryptomonas marssonii</i>	3	2,50	3,03
<i>Cyclotella bodanica</i>	2	1,64	1,10
<i>Cyclotella comensis</i>	1	1,57	0,95
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	4	1,73	1,34
<i>Cyclotella delicatula</i>	1	1,88	1,78
<i>Cyclotella distinguenda</i>	2	1,99	2,05
<i>Cyclotella glomerata</i>	3	1,62	1,06
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	1,69	1,22
<i>Cyclotella ocellata</i>	2	1,85	1,71
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	4	1,46	0,75

Indikatortaxon_AVA	Stenökiefaktor	TSP_AVA	TAW_AVA
<i>Cyclotella radiosa</i>	3	2,09	2,25
<i>Cymatopleura solea</i>	2	1,82	1,61
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	3	1,89	1,81
<i>Dinobryon bavaricum</i>	3	2,16	2,38
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1	1,62	1,04
<i>Dinobryon divergens</i>	1	1,79	1,50
<i>Dinobryon sertularia</i>	2	2,22	2,49
<i>Dinobryon sociale</i>	1	2,12	2,29
<i>Fragilaria capucina</i>	2	1,99	2,04
<i>Fragilaria cyclopum</i>	4	1,91	1,90
<i>Fragilaria reicheltii</i>	4	2,27	2,59
<i>Gymnodinium cnecoides</i>	4	1,75	1,37
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	1	1,62	1,06
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	4	1,83	1,64
<i>Leptolyngbya tenuis</i>	3	1,84	1,66
<i>Limnothrix redekei</i>	1	3,07	4,12
<i>Mallomonas akrokomos</i>	3	2,22	2,50
<i>Mallomonas caudata</i>	4	2,05	2,16
<i>Micractinium pusillum</i>	3	2,72	3,46
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3	2,45	2,94
<i>Microcystis flos-aquae</i>	3	2,37	2,78
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	3	1,82	1,59
<i>Monoraphidium minutum</i>	2	2,73	3,47
<i>Mougeotia</i>	3	2,38	2,81
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	4	3,03	4,05
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	4	2,48	2,99
<i>Nitzschia acicularis-Formenkreis</i>	1	2,41	2,86
<i>Nitzschia fruticosa</i>	4	2,26	2,56
<i>Oocystis marsonii</i>	2	2,61	3,24
<i>Pediastrum boryanum</i>	3	2,66	3,34
<i>Pediastrum simplex</i>	4	2,76	3,52
<i>Pediastrum tetras</i>	4	2,62	3,27
<i>Peridinium aciculiferum</i>	2	2,08	2,22
<i>Peridinium bipes</i>	4	2,10	2,27
<i>Peridinium cinctum</i>	1	2,02	2,11
<i>Peridinium umbonatum</i>	2	1,85	1,70
<i>Peridinium willei</i>	2	1,79	1,50
<i>Phacotus lendneri</i>	2	2,26	2,58
<i>Phacotus lenticularis</i>	3	1,85	1,69
<i>Phacus longicauda</i>	1	2,87	3,74
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	1	3,26	4,49
<i>Planktothrix rubescens</i>	3	1,92	1,93
<i>Pseudanabaena catenata</i>	2	2,29	2,62
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2	2,36	2,76
<i>Rhabdogloea smithii</i>	3	2,38	2,80
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	4	2,63	3,29
<i>Scenedesmus linearis</i>	2	2,19	2,43

Indikatortaxon_AVA	Stenökiefaktor	TSP_AVA	TAW_AVA
<i>Scenedesmus obtusus</i>	3	2,48	2,99
<i>Snowella lacustris</i>	1	1,76	1,40
<i>Staurastrum paradoxum</i>	2	2,65	3,31
<i>Staurastrum tetracerum</i>	4	2,67	3,36
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	4	2,32	2,68
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	2	2,14	2,34
<i>Stephanodiscus binderanus</i>	4	2,37	2,78
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	2	2,62	3,26
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1	1,96	1,99
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	1	2,34	2,72
<i>Synura uvella</i>	2	2,61	3,24
<i>Tabellaria fenestrata</i>	3	1,90	1,86
<i>Tabellaria flocculosa</i>	3	1,67	1,16
<i>Tetrachlorella alternans</i>	3	1,89	1,84
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	3	1,96	1,99
<i>Tetrastrum triangulare</i>	1	2,02	2,11
<i>Trachelomonas volvocina</i>	3	2,42	2,88
<i>Uroglena americana</i>	3	2,31	2,67
<i>Willea irregularis</i>	3	1,82	1,59
<i>Woronichinia naegeliana</i>	4	1,72	1,30

Tabelle 50: Indikatorliste für die geschichteten Seen der Ökoregion Tiefland (TLgesch) mit Werten des Trophieschwerpunkts (TSP) und den Trophieankerwerten (TAW=Verrechnungsgröße im PTSI).

Indikatortaxon_TLgesch	Stenökiefaktor	TSP_TLgesch	TAW_TLgesch
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	2	2,34	2,02
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	3,51	4,25
<i>Amphidinium elenkinii</i>	4	2,94	3,22
<i>Amphora pediculus</i>	3	1,33	0,74
<i>Anabaena circinalis</i>	3	2,88	3,10
<i>Anabaena flos-aquae</i>	1	2,71	2,81
<i>Anabaena lemmermannii</i>	1	1,89	1,24
<i>Anabaena planctonica</i>	4	2,68	2,76
<i>Anabaena solitaria</i>	3	3,17	3,63
<i>Ankyra judayi</i>	2	2,34	2,02
<i>Ankyra lanceolata</i>	3	2,49	2,36
<i>Aphanizomenon gracile</i>	1	2,58	2,58
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	3	3,68	4,55
<i>Aphanocapsa incerta</i>	3	2,52	2,43
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	2,12	1,59
<i>Aulacoseira islandica</i>	2	2,76	2,90
<i>Bitrichia chodatii</i>	1	1,69	0,99
<i>Botryococcus braunii</i>	1	1,69	1,00
<i>Carteria</i>	3	2,69	2,78
<i>Ceratium furcoides</i>	3	2,76	2,89
<i>Chroococcus distans</i>	3	1,33	0,74
<i>Chroococcus limneticus</i>	2	1,71	1,02
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1,74	1,04
<i>Chroococcus turgidus</i>	4	2,54	2,48
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	3	1,59	0,90
<i>Closterium aciculare</i>	2	2,46	2,28
<i>Closterium acutum</i>	1	2,59	2,60
<i>Closterium acutum var. variabile</i>	2	2,46	2,28
<i>Closterium strigosum</i>	3	3,81	4,78
<i>Coelastrum astroideum</i>	3	2,98	3,28
<i>Coelastrum microporum</i>	1	2,92	3,18
<i>Cosmarium humile</i>	3	2,73	2,83
<i>Cosmarium phaseolus</i>	3	1,33	0,74
<i>Crucigenia minuta</i>	1	3,04	3,41
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	3	2,13	1,60
<i>Cryptomonas curvata/rostratiformis</i>	2	2,65	2,70
<i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>	1	2,52	2,43
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1	2,46	2,30
<i>Cyanodictyon</i>	2	2,26	1,86
<i>Cyclotella comensis</i>	3	1,33	0,74
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	3	1,33	0,74
<i>Cyclotella krammeri</i>	3	1,33	0,74

Indikatortaxon_TLgesch	Stenökiefaktor	TSP_TLgesch	TAW_TLgesch
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	2,01	1,41
<i>Cyclotella ocellata</i>	1	1,69	0,99
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	4	1,98	1,35
<i>Cyclotella radiosa</i>	1	1,81	1,13
<i>Cyclotella tripartita</i>	4	1,11	0,70
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2	3,84	4,83
<i>Cymatopleura solea</i>	3	1,33	0,74
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	4	3,10	3,51
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2	2,16	1,67
<i>Dinobryon bavaricum</i>	2	1,51	0,84
<i>Dinobryon crenulatum</i>	4	1,86	1,19
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1	1,85	1,18
<i>Dinobryon divergens</i>	1	2,13	1,60
<i>Dinobryon pediforme</i>	3	1,26	0,72
<i>Dinobryon sertularia</i>	2	2,25	1,83
<i>Dinobryon sociale</i>	1	1,91	1,26
<i>Dinobryon suecicum</i>	3	1,33	0,74
<i>Eudorina elegans</i>	2	3,58	4,37
<i>Fragilaria capucina</i>	1	2,44	2,25
<i>Fragilaria construens</i>	1	1,89	1,24
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	2,53	2,45
<i>Fragilaria reicheltii</i>	3	2,52	2,46
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	2	2,25	1,83
<i>Golenkinia radiata</i>	3	2,92	3,18
<i>Gymnodinium cnecooides</i>	2	1,83	1,15
<i>Lagerheimia ciliata</i>	4	2,93	3,19
<i>Limnothrix redekei</i>	1	3,35	3,96
<i>Micractinium pusillum</i>	4	2,88	3,10
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	2,71	2,81
<i>Microcystis flos-aquae</i>	2	2,85	3,06
<i>Microcystis viridis</i>	1	2,76	2,89
<i>Microcystis wesenbergii</i>	3	3,44	4,13
<i>Monoraphidium griffithii</i>	2	2,24	1,82
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	1	1,79	1,11
<i>Monoraphidium minutum</i>	3	2,61	2,63
<i>Mougeotia</i>	2	2,71	2,80
<i>Nitzschia fruticosa</i>	3	3,73	4,63
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	2	2,83	3,02
<i>Oocystis marsonii</i>	1	2,80	2,97
<i>Pediastrum duplex</i>	3	3,33	3,91
<i>Pediastrum tetras</i>	3	2,73	2,85
<i>Peridinium cinctum</i>	1	2,65	2,70
<i>Peridinium umbonatum</i>	1	1,93	1,28
<i>Peridinium willei</i>	2	2,06	1,49
<i>Phacotus lenticularis</i>	1	1,96	1,32

Indikatortaxon_TLgesch	Stenökiefaktor	TSP_TLgesch	TAW_TLgesch
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	1	2,73	2,85
<i>Planktothrix rubescens</i>	2	2,35	2,04
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2	2,78	2,94
<i>Pteromonas</i>	3	3,58	4,37
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	3	1,56	0,88
<i>Radiocystis geminata</i>	2	1,55	0,87
<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>	2	1,58	0,89
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	4	3,39	4,04
<i>Scenedesmus intermedius</i>	4	3,89	4,92
<i>Scenedesmus magnus</i>	3	3,81	4,78
<i>Scenedesmus obtusus</i>	2	2,40	2,15
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	4	3,96	5,05
<i>Schroederia</i>	2	2,89	3,13
<i>Snowella lacustris</i>	3	1,74	1,04
<i>Snowella litoralis</i>	4	1,85	1,18
<i>Staurastrum tetracerum</i>	1	2,73	2,85
<i>Stephanocostis chantaicus</i>	3	1,33	0,74
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	2	1,90	1,24
<i>Stephanodiscus binderanus</i>	3	2,57	2,56
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	2	2,76	2,90
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1	2,04	1,45
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	2	2,69	2,77
<i>Stichogloea dorderleinii</i>	3	1,33	0,74
<i>Synura uvella</i>	2	2,78	2,94
<i>Tabellaria fenestrata</i>	2	1,92	1,27
<i>Tabellaria flocculosa</i>	3	1,76	1,07
<i>Tetrachlorella alternans</i>	3	2,15	1,64
<i>Tetraedriella jovetii</i>	3	1,33	0,74
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	3	2,80	2,97
<i>Thorakochloris nygaardii</i>	3	1,99	1,37
<i>Trachelomonas volvocina</i>	3	2,28	1,89
<i>Trachydiscus sexangularis</i>	3	1,33	0,74
<i>Willea vilhelmii</i>	2	1,54	0,86
<i>Woloszynskia</i>	1	2,00	1,39
<i>Woronichinia compacta</i>	3	2,10	1,56
<i>Woronichinia naegeliana</i>	2	2,36	2,06

Tabelle 51: Indikatorliste für die polymiktischen Seen der Ökoregion Tiefland (TLunge) mit Werten des Trophieschwerpunkts (TSP) und den Trophieankerwerten (TAW=Verrechnungsgröße im PTSI).

Indikatortaxon_TL_unge	Stenökiefaktor	TSP_TLunge	TAW_TLunge
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	2	3,13	2,60
<i>Actinastrum hantzschii</i>	3	3,50	3,53
<i>Actinocyclus normanii</i>	4	3,76	4,05
<i>Amphidinium elenkinii</i>	3	3,17	2,70
<i>Anabaena circinalis</i>	3	3,09	2,53
<i>Anabaena compacta</i>	3	4,14	4,84
<i>Anabaena flos-aquae</i>	1	2,92	2,16
<i>Anabaena planctonica</i>	2	3,41	3,31
<i>Anabaena solitaria</i>	2	3,26	2,93
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	4	3,26	2,93
<i>Ankyra judayi</i>	1	3,04	2,40
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	3	3,56	3,64
<i>Aphanizomenon gracile</i>	3	3,56	3,66
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	1	3,69	3,91
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	2,12	1,12
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	3,68	3,90
<i>Ceratium furcoides</i>	4	3,31	3,05
<i>Ceratium hirundinella</i>	2	2,75	1,85
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1,74	1,00
<i>Closterium acutum</i>	2	2,78	1,89
<i>Closterium acutum var. variabile</i>	2	2,79	1,93
<i>Closterium limneticum</i>	2	3,71	3,95
<i>Closterium strigosum</i>	4	3,81	4,15
<i>Coelastrum astroideum</i>	3	3,57	3,67
<i>Coelastrum microporum</i>	2	3,14	2,63
<i>Crucigenia fenestrata</i>	4	3,40	3,30
<i>Crucigeniella apiculata</i>	4	3,93	4,41
<i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>	3	2,79	1,92
<i>Cyanodictyon</i>	3	2,90	2,12
<i>Cyclostephanos dubius</i>	4	3,76	4,06
<i>Cyclotella ocellata</i>	3	2,16	1,15
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3	4,08	4,70
<i>Diatoma vulgare</i>	2	2,30	1,26
<i>Dichotomococcus curvatus</i>	4	3,83	4,21
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	4	2,49	1,48
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1	1,85	1,01
<i>Dinobryon divergens</i>	1	2,74	1,83
<i>Eudorina elegans</i>	3	3,15	2,66
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	2,86	2,05
<i>Fragilaria ulna angustissima - Sippen</i>	3	3,37	3,21
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	2	2,18	1,16
<i>Goniochloris mutica</i>	4	4,02	4,59
<i>Lagerheimia ciliata</i>	3	3,36	3,18

Indikatortaxon_TL_unge	Stenökiefaktor	TSP_TLunge	TAW_TLunge
<i>Lagerheimia wratislawiensis</i>	3	4,27	5,10
<i>Limnothrix redekei</i>	1	3,60	3,73
<i>Melosira varians</i>	3	3,66	3,86
<i>Micractinium pusillum</i>	3	3,22	2,82
<i>Microcystis flos-aquae</i>	1	3,60	3,73
<i>Microcystis viridis</i>	2	3,23	2,85
<i>Microcystis wesenbergii</i>	2	3,52	3,57
<i>Monoraphidium minutum</i>	3	2,63	1,66
<i>Mougeotia</i>	2	2,71	1,78
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	4	3,84	4,23
<i>Nitzschia fruticosa</i>	3	4,29	5,14
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	3	3,00	2,32
<i>Oocystis marsonii</i>	3	2,93	2,18
<i>Pandorina morum</i>	3	3,62	3,77
<i>Paulschulzia tenera</i>	4	3,01	2,34
<i>Pediastrum biradiatum</i>	1	3,73	3,99
<i>Pediastrum boryanum</i>	3	3,64	3,81
<i>Pediastrum duplex</i>	1	3,66	3,85
<i>Pediastrum kawraiskyi</i>	4	3,63	3,80
<i>Pediastrum simplex</i>	1	4,26	5,07
<i>Peridinium aciculiferum</i>	4	2,96	2,23
<i>Peridinium cinctum</i>	2	2,73	1,82
<i>Phacus pyrum</i>	4	3,99	4,54
<i>Planctonema lauterbornii</i>	4	4,22	5,00
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	3	3,59	3,72
<i>Planktothrix agardhii</i>	3	3,91	4,36
<i>Pteromonas</i>	3	4,17	4,90
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	3	3,89	4,33
<i>Scenedesmus armatus</i>	3	3,27	2,95
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	4	3,70	3,94
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	2	3,46	3,45
<i>Scenedesmus intermedius</i>	4	3,68	3,90
<i>Scenedesmus linearis</i>	3	3,60	3,73
<i>Scenedesmus magnus</i>	4	3,63	3,80
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	3	3,56	3,64
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2	3,86	4,27
<i>Snowella lacustris</i>	4	2,51	1,50
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	4	3,57	3,67
<i>Staurastrum paradoxum</i>	4	3,44	3,41
<i>Staurastrum tetracerum</i>	2	2,84	2,02
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	2	3,07	2,47
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	4	3,12	2,59
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	3	2,91	2,14
<i>Synura uvella</i>	3	3,02	2,36
<i>Tetraedron caudatum</i>	3	3,72	3,97
<i>Tetraedron incus</i>	3	4,20	4,96

Indikatortaxon_TL_unge	Stenökiefaktor	TSP_TLunge	TAW_TLunge
<i>Tetraedron triangulare</i>	2	3,11	2,56
<i>Tetraedron trigonum</i>	4	3,49	3,50
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	1	3,41	3,33
<i>Trachelomonas hispida</i>	4	3,87	4,28
<i>Tribonema monochloron</i>	3	4,31	5,19
<i>Woronichinia compacta</i>	2	2,78	1,89
<i>Woronichinia naegeliana</i>	1	2,91	2,15

Tabelle 52: Seenkürzel und entsprechender Gewässername.

Seenkürzel	Gewässername	Seenkürzel	Gewässername
AlpFü	Alpsee bei Füßen	Gran	Granzower Möschen
Altrh	Altrhein Xanten	Grim	Grimnitzsee
Amme	Ammersee	GrLabus	Großer Labussee
Arend	Arendsee	GrWarin	Großer Wariner See
Bannw	Bannwaldsee	Gülp	Gülper See, Auslauf
Barm	Barmsee	Hart	Hartsee
Barni	Barniner See	HeilB	Heiligensee
Baye	Bayersoiener See	Hölt	Höltensee
Behd	Behlendorfer See	Holz	Holzendorfer See
Behl	Behler See	Hölz	Hölzener See
Bela	Belauer See	Hopf	Hopfensee
Berg	Bergsee	Ihls	Ihlsee
Binn	Neustädter Binnenwasser (ost)	ImLO	Im Langen Ort
BinnSH	Gr. Binnensee	Insel	Inselsee
Blank	Blankensee bei Blankensee	Jabe	Jabeler See
Bode	Bodensee	Kachl	Kachliner See
BodeO	Bodensee	Kähn	Kähnsdorfer See
Bois	Boissower See	Kalk	Kalksee b. Woltersdorf
Born	Bornhöveder See	Kast	Großer Kastavensee
Bütz	Bützower See	Kell	Kellersee
Carwitz	Carwitzer See/Zansen	Kirch	Kirchsee
Chie I	Chiemsee	KIKör	Klein Köriser See
ChieAW	Chiemsee Aiterb.W.	KIKü	Kleiner KÜchensee (Ratzeburg)
ChieR	Chiemsee Rutten.	KIPlön	Kleiner Plöner See
ChieW	Chiemsee Weit.	Koble	Gr. Koblentzer See
Cram	Cramoner See	Koch	Kochelsee
Dabe	Dabeler See	Kölpin	Kölpinsee
DabelMP	Dabelowsee	König	Königssee
Däme	Dämeritzsee	Krit	Kritzower See
Damer	Damerower See	Kross	Krossinsee
Diek	Dieksee	Krum	Krummsee
Dobe	Dobersdorfer See	Küch	Großer KÜchensee
Dolg	Dolgener See	Kumm	Kummerower See
DolgeD	Dolgensee bei Dolgenbrodt	Kumm	Kummerower See
Doms	Domsee (Teil des Ratzeburger Sees)	Laach	Laacher See
Dümm	Dümmer	Labus	Labbussee
DümS	Dümmer See	LanB	Langer See (Bammelecke)
Eichs	Großer Eichsener See	LanD	Langer See b. Dolgenbrodt
Eutin	Großer Eutiner See	Lank	Lankower See
Falk	Falkenhagener See	LankKi	Lankersee

Seenkürzel	Gewässername	Seenkürzel	Gewässername
Feis	Feisnecksee	Lins	Linstower See
Fisch	Fischkalter See	Lkau	Lankauer See
Flak	Flakensee	Lübb	Lübbesee b. Templin
Flees	Fleesensee	Lust	Lustsee
Fros	Froschhauser See	Medew	Medeweger See
Gale	Galenbecker See	MellM	Mellensee bei Mellensee
GemM	Gemündener Maar	Mick	Mickowsee
GGs	Groß-Glienicker See	Möll	Möllensee ne Grünheide
Glamm	Glammsee	Mönc	Mönchsee
Goldb	Goldberger See	Motz	Motzener See
GrAlp	Großer Alpsee b. Immenstadt	Mügg	Müggelsee
Gram	Grammsee	MühlW	Mühlenteich b. Wismar
Mürit	Müritz	Schwarz	Schwarzer See
MüritkK	Müritz, Kleine Kuhle	Schwer	Schweriner See
MüritkM	Müritz, Kleine Müritz	SchwerS	Schweriner See
Mützel	Großer Mützelburger See	SchwFS	Schwarzer See
NehmO	Nehmitzsee, oberer, ne Rheinsberg	SchwIS	Schwielochsee
NehmU	Nehmitzsee, unterer, ne Rheinsberg	SchwW	Schwielowsee
NeueN	Neuendorfer See b. Neuendorf	Sed	Seddinsee
Neuenk	Neuenkirchner See	Seeh	Seehamer See
Neukl	Neuklostersee	Sele	Selenter See
Neukl	Neukostersee	Sett	Settiner See
Neustä	Neustädter See	Sibb	Sibbersdorfer See
Nieders	Niedersonthofener See	Sims	Simssee
Ober	Obersee	Soye	Soyensee
Oberü	Oberückersee	Spit	Spitzingsee
Obin	Obinger See	Sprenz	Hohen Sprenzer See
Orth	Orth- o. Hohen Wangelsee	Staf	Staffelsee
Oster	Großer Ostersee	Star	Starnberger See
Pampow	Schloßsee Pampow	Stec	Stechlinsee
Pars	Parsteiner See	Stei	Steinhuder Meer
ParsN	Parsteiner See, Nord	Sten	Stendorfer See
PätzH	Pätzer Hintersee	Sternb	Groß Sternberger See
PätzV	Pätzer Vordersee	Stie	Stienitzsee
Peet	Peetschsee b. Steinförde	Suhr	Suhrer See
Peetz	Peetzsee	Sulz	Sulzberger See
Pelh	Pelhamer See	Süße	Süßer See
Pils	Pilsensee	Tach	Tachinger See
Pinn	Pinnower See	Tals	Talsperre Farpen
Plau	Plauer See	Tegel	Tegeler See
Plön	Großer Plöner See	TegelG	Tegeler See
Post	Postsee	Teger	Tegernsee
Pütter	Püttersee	Templ	Templiner See; Havel
Putzar	Putzarer See	Tempz	Tempziner See
Rangs	Rangsdorfer See	Tete	Teterower See
Ratze	Großer Ratzeburger See	Teupi	Teupitzer See
Rieg	Riegsee	Tief	Tiefer See oder Grubensee
Rödl	Rödliner See	Tiefw	Tiefwareensee
Rohr	Rohrsee	Titi	Titisee
Roof	Roofensee b. Menz	Trept	Treptowsee
Rosi	Rosinsee se Brodowin	Twer	Twernsee
Rugen	Rugensee	Unterü	Unterückersee
Sacr	Sacrower See	Wagi	Waginger See

Seenkürzel	Gewässername	Seenkürzel	Gewässername
Schaal	Schaalsee	Wagn	Gr. Wagnitzsee
SchaalB	Schaalsee, Bernstorfer See	Walc	Walchensee
Schar	Scharmützelsee	Wann	Großer Wannsee
Sche	Schermützelsee	Wanzk	Wanzkaer See
Schk	Schmarksee	Ward	Wardersee, Krems II
Schlac	Schlachtensee	Wein	Weinfelder Maar
Schlie	Schliersee	Weissen	Weissensee
Schlue	Schluensee	Wend	Wendelstorfer See
Schm	Schmalensee	Werl	Werlsee bei Grünheide
Schöh	Schöhsee	Wess	Wesslinger See
Schöl	Schmöldesee	Wind	Windebyer Noor

Seenkürzel	Gewässername
Witt	Wittwesee
Woez	Woezer See
Wolg	Wolgastsee
Woll	Wolletzsee
WolzS	Wolziger See b. Storkows
WolzW	Wolziger See bei Wünsdorf
Wört	Wörthsee
Wose	Woseriner See
Wostev	Großer Wostevitzer Teich
Wumm	Großer Wummsee
Wüns	Gr. Wünsdorfer See
Zees	Zeesener See
Zeut	Zeuthener See
Ziegel	Ziegelsee