*Lim*Plan
Büro für Gewässer- und
Landschaftsökologie

Monitoring zur Indikation des trophischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 4 Seen im Land Brandenburg

Kennziffer S3-VG-12-020

Endbericht

im Auftrag des

Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg

Ansprechpartner: Herr Lutz Höhne

Berlin, Februar 2013

Erstellt von

Dr. Wolfgang Arp

*Lim*Plan
Büro für Gewässer- und
Landschaftsökologie

in Zusammenarbeit mit

Bernd Koppelmeyer &
Dr. Kerstin Wöbbecke

enviteam
Umwelt-Netzwerk
Gewässer & Landschaft
Dipl.-Biol. Bernd Koppelmeyer

Beteiligte Personen und Institutionen:

Auftraggeber:

Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg,
Seeburger Chaussee 2, 14 476 Potsdam OT Groß-Glienicke
Ansprechpartner: Herr Lutz Höhne

Auftragnehmer:

*Lim*Plan (Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie), Dr. Wolfgang Arp

Felduntersuchungen, Probenahme:

Bernd Koppelmeyer (enviteam)
Dr. Wolfgang Arp (*Lim*Plan)

Chemische Analysen:

PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH, Potsdam

Planktonanalyse:

Dr. Wolfgang Arp (*Lim*Plan): Lugolproben
Dr. Juliane Kasten (Lüttig & Friends): Profundaldiatomeen

Berchnung der Planktonindices (WRRL):

Dr. Wolfgang Arp (*Lim*Plan): Phyto-See-Index (PSI)
Dr. Juliane Kasten (Lüttig & Friends): DI-PROF

Bericht:

Dr. Wolfgang Arp (*Lim*Plan)
Bernd Koppelmeyer (enviteam)
Dr. Kerstin Wöbbecke (enviteam)

Fotos Titelbild:

Links: Großer Wummsee-Westbecken, Okt. 2012 (© Arp).

rechts: mikroskopische Aufnahme des Phytoplanktons (*Anabaena cf. flos-aquae*) im Großen Wummsee-Hauptbecken vom 19.6. 2012 (Schöpfprobe aus euphot. Zone an der tiefsten Stelle, 400fache Vergr.; © Arp).

1 Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung 5

2 Einleitung und Zielsetzung 7

3 Überblick über die untersuchten Gewässer 8

4 Methodik 9

4.1 Feldmethoden 9

4.2 Labormethoden limnochemischer Parameter 9

4.3 Labormethoden der Planktonanalyse 11

4.3.1 Lugolprobe 11

4.3.2 Analyse der Profundaldiatomeen 12

4.4 Trophie-Index-Berechnung 12

4.5 Ermittlung des Phyto-Seen-Index (PSI) und des DI-PROF 13

5 Ergebnisse 15

5.1 Limnochemie, Trophie und Phytoplankton der einzelnen Seen 15

5.1.1 Allgemeines 15

5.1.2 Caputher See 17

5.1.3 Heiliger See Potsdam 20

5.1.4 Großer und Kleiner Wummsee 23

5.1.4.1 Kleiner Wummsee 23

5.1.4.2 Großer Wummsee Westbecken 26

5.1.4.3 Großer Wummsee Hauptbecken 29

5.2 Ergebnisse Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF) 33

5.2.1 Vorbemerkungen 33

5.2.2 Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF) 34

5.2.3 Seenbewertung anhand des Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF) 34

5.3 Ergebnisse zum Phyto See Index (PSI) 35

5.3.1 Vorbemerkungen 35

5.3.2 Ergebnisse Gesamtindex PSI 35

5.3.3 Ergebnisse Teilindices des PSI 35

6 Zusammenfassende Bewertung 37

6.1 Bewertung der 2012 in Brandenburg untersuchten Gewässer anhand der Trophie nach LAWA 37

6.1.1 Aktuelle Trophiesituation 2012 37

6.1.2 Vergleich mit früheren Jahren 38

6.2 Bewertung der 2012 untersuchten Seen im Vergleich mit früheren Untersuchungen 39

6.2.1 Caputher See 39

6.2.2 Heiliger See Potsdam 40

6.2.3 Großer und Kleiner Wummsee 41

6.2.3.1 Limnochemie im Vergleich mit früheren Jahren 42

6.2.3.2 Plankton im Vergleich mit früheren Jahren 44
6.2.3.3 Mögliche Ursachen der Eutrophierung im Gr. Wummsee und des drastischen Artenwechsels (Phytoplankton) im Hauptbecken seit 2011 46

7 Literatur 51

7.1 Publikationen und Berichte 51

7.2 Verwendete Bestimmungsliteratur Phytoplankton 54

8 Tabellenverzeichnis 56

9 Abbildungsverzeichnis 57

10 Danksagung 58

11 Anschrift der Verfasser 59

12 Anhang 60

12.1 Probenahmetermine und Probentiefe der Seen Brandenburg 2012 60

12.2 Biovolumen der Algengroßgruppen in den Seen Brandenburg 2012 61

1 Zusammenfassung

Im Jahr 2012 wurden in Brandenburg die vier Gewässer Großer und Kleiner Wummsee, Heiliger See bei Potsdam und Caputher See untersucht. Dazu wurden jeweils an sechs Terminen im Zeitraum Ende Juni bis Ende November in der Regel an der tiefsten Stelle des Sees (Großer Wummsee 2 Stellen) Mischproben aus der euphotischen Zone für die limnochemische Laboranalyse entnommen und Vertikalprofile wichtiger physikalischer Parameter erhoben. An allen Probestellen wurden außerdem Teilproben für die Phytoplanktonanalyse abgefüllt (Lugolfixierung) und einmalig im September Proben von den oberen Millimetern des Schlamms für die Analyse der Profundaldiatomeen entnommen.

Anhand der erhobenen Daten wurde der Trophieindex nach LAWA und der Phyto-See-Index (PSI) im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (für Seen > 50 ha) ermittelt. Dazu wurden Seetypen bestimmt, die erhobenen limnologischen Daten und berechneten Indices interpretiert und mit älteren Untersuchungen verglichen.

Von den untersuchten Seen waren der Heilige See in Potsdam und der Caputher See (beide Seetyp 10) sowie der Große Wummsee (Seetyp 13) am Seetiefsten im Sommer stabil geschichtet. Das Westbecken des Großen Wummsees (kein Seetyp) und der Kleine Wummsee (Seetyp 14) wurden für die Trophieberechnung als ungeschichtet eingestuft. Der Kleine Wummsee kann aufgrund seiner geringen Fläche von 5,7 ha nur eingeschränkt einem Seetyp zugeordnet werden.

Anhand der Ergebnisse der Parameter Chlorophyll a, Gesamtphosphor und Sichttiefe wurde für alle vier Gewässer sowie separat für das Westbecken des Großen Wummsees der Trophie-Index in Anlehnung an LAWA (1999) berechnet. Der Große Wummsee wurde im Hauptbecken als mesotroph 1 (2,0) und im Westbecken als mesotroph 2 (2,2) eingestuft. Der Heilige See in Potsdam wurde 2012 ebenfalls als mesotroph 2 (2,5) klassifiziert. Der Kleine Wummsee wurde als eutroph 1 (3,0) und der Caputher See als eutroph 2 (3,1) eingestuft.

An allen fünf Gewässermessstellen wurden je 6 Phytoplanktonproben und je 1 Profundalprobe mikroskopisch analysiert. Anhand der lugolisierten Phytoplanktonproben wurde die jahreszeitliche Entwicklung grafisch (Algenklassenzusammensetzung) und verbal (wichtige Arten) beschrieben, jedoch keine gesonderten Diatomeenpräparate erstellt. Von den Profundalproben wurden Präparate erstellt und die Kieselalgenarten bestimmt.

Der Caputher See ist ein seit Jahrzehnten stark eutrophiertes Gewässer. Seit 2009, der letzten Untersuchung, hat sich die Trophie nicht verändert. Jedoch gibt es eine deutliche trophische Verbesserung gegenüber den 90er Jahren (polytroph 1 --> eutroph 2). Die Einstufung des Sees anhand des Phytoplankton (PSI) und der Profundaldiatomen (DI-PROF) war 2012 unbefriedigend (aus früheren Jahren gibt es keine PSI- und Di-PROF-Werte). Dies zeigt, daß die Nährstoff- und Chl.a-Reduzierung noch nicht entscheidend zu einer Veränderung in der Planktonstruktur geführt hat, auch wenn die Chl.a-Gehalte in den letzten

15-20 Jahren um etwa 1/3 zurüchkgegangen sind. Es dominieren weiterhin dünnfädige Cyanobakterien, die sehr effizient Phosphor nutzen können.

Der Heilige See Potsdam ist ein stabil geschichteter See, der seit Jahrzehnten im Bereich schwach eutroph bis stark mesotroph schwankt. Obwohl in den letzen 15-20 Jahren kaum Veränderungen beim Chl.a-Gehalt zu erkennen sind (große zeitliche Lücken), haben sich die Phosphorgehalte (gesamt und gelöst) seit den 90er Jahren deutlich reduziert, während der Gesamtstickstoff seit den 90er Jahren angestiegen ist. Seit 2009 gibt es bei den trophischen Paratmetern kaum Veränderungen. Im Vergleich zu den früheren Zeiten ist der See jedoch aufgrund der deutlich geringeren P-Gehalte möglicherweise im Übergang zur Mesotrophie. Die Einstufung des Sees anhand des Phytoplankton (PSI) und der Profundaldiatomen (DI-PROF) war 2012 „mäßig". Die deutlich schlechtere Einstufung von 2009 mittels PSI (unbefriedigend) ist methodisch bedingt.

Der Große Wummsee hat als großer nährstoffarmer Klarwassersee mit ausgeprägter Unterwasservegetation eine besondere Schutzpriorität. Die Trophie des Sees hat sich in den letzten 15 – 20 Jahren erhöht, zu erkennen an Datenreihen zu den Nährstoffen, zum Chlorophyll a und der Sichttiefe, wobei das Hauptbecken in stärkerem Maße als das Westbecken betroffen ist. In den letzten 2 Jahren ist zudem ein Wechsel in der Zusammensetzung der dominanten Arten des Phytoplanktons im Hauptbecken zu beobachten, nicht jedoch im Westbecken des Sees. Seit dem Winter 2011/12 wurde die nostocale Blaualgenart *Anabaena cf. flos-aquae* als Hauptart festgestellt, teils in starker Flockenbildung und in bestimmten Buchten in Schlierenform erkennbar. Nostocale Blaualgen haben die Fähigkeit, Luftstickstoff aufzunehmen. In früheren Jahren herrschten im Sommer und Herbst vor allem großvolumige Dinoflagellaten (*Peridinium, Ceratium*) vor. Die Einstufung des Sees anhand des Phytoplankton (PSI) war 2012 mit 1,5 noch „sehr gut" (Grenze zu „gut"), anhand der Profundaldiatomen (DI-PROF) mit 2,2 „gut". Die „(sehr) gute" Bewertung des Gr. Wummsees, trotz Zunahme des Planktongehaltes und der Blaualgen liegt zum einen an den relativ immer noch geringen Biomassen und zum anderen daran, dass die neue dominante Art *Anabaena cf. flos-aquae* keine Indikatorart ist und daher bei der Bewertung nicht berücksichtigt wird. Im Vergleich zu 2009 zeigt sich der Unterschied im Phytoplankton am deutlichsten bei den Profundaldiatomeen. Während das Hauptbecken 2009 noch „sehr gut" eingestuft wurde, war die Bewertung 2012 nur noch „gut" (in beiden Jahren gleicher Bearbeiter).

Es werden mögliche Ursachen der seit längerem andauernden Eutrophierung und des drastischen Artenwechsels des Phytoplanktons im Hauptbecken des Großen Wummsees genannt. Es zeigt sich, dass neben der seit Jahrzehnten stattfindenden schleichenden Eutrophierung durch das westlich gelegene Niedermoor zum einen die Klimaerwärmung der letzten Jahrzehnte ein wichtiger Faktor zu sein scheint, wie Daten aus dem nahe liegenden Großen Stechlinsee zur Temperatur, Schichtungsdauer, zum Phytoplankton und hypolimnischen Phosphor zeigen. Zum anderen haben sich die N/P-Verhältnisse in den letzten 10 Jahren im gesamten Großen Wummsee immer weiter verringert, wobei im Hauptbecken relativ zum Phosphor weniger Stickstoff zur Verfügung steht als im Westbecken.

2 Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie aus dem Jahr 2000 (EUROPÄISCHE UNION 2000) ist bei Seen > 50 ha die Untersuchung von Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons gefordert. Daneben ist die Analyse von chemischen Parametern im Wasserkörper von Wichtigkeit, um den jeweiligen See zu charakterisieren und trophisch einzuordnen (Ermittlung des Trophie-Indexes nach LAWA).

Dies war Anlass für Untersuchungen zum Phytoplankton (inkl. Profundalproben von abgestorbenen pelagischen Diatomeen) und zu ausgewählten chemischen Parametern an vier Seen (5 Probestellen) in Brandenburg im Jahr 2012.

Die erhobenen Daten sollten grafisch und textlich kurz dargestellt und zudem für die Bewertung von Seen anhand der Komponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie aufbereitet werden. Es sollten dazu nach MISCHKE et al. (2008) anhand des Phytoplanktons des Freiwassers verschiedene Metrics auf der Ebene des Taxons, verschiedener Algenklassen und des Gesamtbiovolumens sowie auf der Basis von Profundaldiatomeen der Trophie-Index für planktische Diatomeen (DI-PROF) berechnet werden. Jedes Gewässer sollte anhand der drei errechneten Teil-Metrics des Phytoplanktons und der Profundaldiatomeen in eine der fünf ökologischen Zustandsklassen eingestuft werden.

Anhand der Parameter Sichttiefe, Chlorophyll und Gesamt-Phosphor wurden für alle untersuchten Gewässer Trophieindizes nach LAWA berechnet.

3 Überblick über die untersuchten Gewässer

Im Jahr 2012 wurden in Brandenburg die vier Gewässer Großer und Kleiner Wummsee (Landkreis Ostprignitz-Ruppin), Heiliger See in Potsdam und Caputher See (Landkreis Potsdam-Mittelmark) untersucht. Der Große Wummsee wurde an zwei Stellen untersucht (Haupt- und Westbecken), die anderen drei Gewässer jeweils an der tiefsten Stelle. Großer Wummsee und Heiliger See sind sommerlich stabil geschichtet, während der Kleine Wummsee und das Westbecken des Großen Wummsees polymiktisch sind. Der Caputher See wies am Seetiefsten ebenfalls eine sommerliche Schichtung auf, ist aber aufgrund der Beckenmorphometrie in weiten Bereichen polymiktisch (Kenndaten zu den Seen bzw. Probestellen siehe Tab. 1 und 2).

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Seen Teil 1.
Datenquellen: Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (außer (*): GuG e.V. 1996: Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland, Bd. 1 und 2). Das Seevolumen wurde selbst berechnet. PP-Seentyp = Plankton-Seetyp nach MISCHKE et al 2008.

Seename	LAWA-ID	mittl. Tiefe (m)	Fläche (ha)	Volumen (hm^3)	PP-Seen typ
Caputher See	800015851163	3,1	49,6	1,5	10
Gr. Wummsee	800015881113	11,8	148	17,5	13
Heiliger See	800025837	6,6	34,6	2,3	10
Kleiner Wummsee (*)	800015881111		5,7		14

Tab. 2: Kenndaten der untersuchten Seen Teil 2.
Datenquellen: Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Seename, max. Tiefe) und eigene Messungen (maximal gemessene Tiefe und Koordinaten an der Probenstelle 2012)

Seename, Probestelle	max. Tiefe (m)	Probestelle			
		Tiefe (m)	Zone	Ostwert	Nordwert
Caputher See	8,0	9,6	33 N	363566	5800965
Gr. Wummsee, Hauptbecken	36,0	35,0	33 N	353107	5895295
Gr. Wummsee, Westbecken	6,0	6,2	33 N	352210	5895497
Heiliger See	13,0	13,0	33 N	368826	5808626
Kleiner Wummsee	3,0	6,0	33 N	351574	5895513

4 Methodik

4.1 Feldmethoden

Die Probenahme erfolgte an allen Seemessstellen vom Boot aus jeweils im Bereich der tiefsten Stelle. Mit den vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) vorgegebenen Koordinaten (UTM, ETRS89) für den tiefsten Punkt im See bzw. Seebecken und einem Personal Navigator mit GPS-Empfang (eTrex der Fa. Garmin) konnten die Probestellen mit einer Genauigkeit von 5 m angefahren werden.

Im Rahmen der Wasseruntersuchungen wurden vor Ort die Sichttiefe mit einer Secchi-Scheibe gemessen sowie mit einer Multiparametersonde der Firma Hydrolab Tiefenprofile für Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffsättigung, Redox-Potential und elektrische Leitfähigkeit in adäquaten Tiefenschritten aufgenommen.

Die Wasserproben für die Laboranalyse wurden entsprechend den Vorgaben des LUGV Brandenburg für die Probenahme in Anlehnung an die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Mischprobe aus der euphotischen Zone hergestellt. Hierzu wurden volumengleiche Teilproben mit einem Wasserschöpfer nach Friedinger in 1-m-Schritten bis maximal zum 2,5fachen der Sichttiefe entnommen. Die so hergestellten Mischproben wurden in vorbereitete Probengefäße abgefüllt, gekühlt und dunkel aufbewahrt und umgehend in das in Brandenburg notifizierte akkreditierte Labor der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co. KG nach Potsdam transportiert.

An allen Probestellen wurden Proben für die Planktonanalyse entnommen. Hierzu wurden aus der Mischprobe 100 – 250 ml, je nach dem Planktongehalt bzw. der Sichttiefe, für die quantitative Planktonanalyse abgefüllt und mit Lugolscher Lösung fixiert.

Für die Bestimmung des DIPROF-Indexes wurden an jeder Plankton-Probestelle einmalig im Sommer mit einem Sedimentbohrer nach Berggren (Plexiglas-Rohre, Innendurchmesser 7 cm, Länge 60 cm) ungestörte Sedimentkerne erbohrt. Die Bohrkerne wurden mittels eines Stempels herausgedrückt bis die Sedimentoberfläche an der Rohroberkante anstand und mit einem Edelstahllöffel der oberste Zentimeter des Weichsediments aus dem Kernzentrum (ca. 10 - 20 ml) in einen PE-Gefrierbeutel abgefüllt. Der oberste Zentimeter integriert in etwa die Diatomeen der letzten 2 bis 6 Jahre (NIXDORF et al. 2008). Der verschweißte Gefrierbeutel wurde mit beigelegtem Probenetikett in einem zweiten PE-Gefrierbeutel eingeschweißt und tiefgefroren bis zur Analyse aufbewahrt.

4.2 Labormethoden limnochemischer Parameter

Die limnochemischen Laboranalysen der Wasserproben wurden in dem in Brandenburg notifizierten, akkreditierten Labor der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co.

KG nach an das Probengut und die Fragestellung angepassten geltenden Normen und Analysenvorschriften sowie weiteren Vorgaben des Auftraggebers hinsichtlich der Gesamt-Phosphor-Analyse durchgeführt (Tab. 3).

Tab. 3: Labormethoden
Angaben der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co. KG

Analysen-parameter	Verfahren	Beschreibung	Einheit	BG
Gesamt-P	DIN EN ISO 6878	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004	mg/l	0,005
gelöster reaktiver Phosphor	DIN EN ISO 6878	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004	mg/l	0,003
Gesamt-N	DIN EN 12260	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Stickstoff - Bestimmung von gebundenem Stickstoff (TNb) nach Oxidation zu Stickstoffoxiden; Deutsche Fassung EN 12260:2003	mg/l	0,2
Nitrat-N	DIN EN ISO 10304-1	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009	mg/l	0,01
Ammonium-N	DIN 38406-5	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5)	mg/l	0,01
Chlorophyll a, Phaeopigment	DIN 38412-16	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16)	mg/l	0,001
Kalium, Kalzium, Magnesium, Natrium	DIN EN ISO 14911	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Kationen Li^+, Na^+, NH_4^+, K^+, Mn^{2+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Sr^{2+} und Ba^{2+} mittels Ionenchromatographie - Verfahren für Wasser und Abwasser (ISO 14911:1998); Deutsche Fassung EN ISO 14911:1999	mg/l	1,0
SiO_2-Si	DIN 38405-21	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Photometrische Bestimmung von gelöster Kieselsäure (D 21)	mg/l	0,01
Säurekapazität KS 4,3	DIN 38409-7	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7)	mmol/l	0,05

4.3 Labormethoden der Planktonanalyse

Es wurden alle fünf Probestellen der vier Seen bezüglich des Phytoplanktons und der Profundaldiatomeen untersucht.

4.3.1 Lugolprobe

Die qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons der Lugolprobe erfolgte, so weit möglich, an einem Umkehrmikroskop der Fa. Leitz bei Hellfeldbeleuchtung mit bis zu 790facher Vergrößerung, des weiteren bei schwierig zu bestimmenden Arten mit einem Interferenz-Auflichtmikroskop mit bis zu 1000facher Vergrößerung.

Kieselalgen wurden entsprechend den Vorgaben des LUA Brandenburg **nicht** gesondert präpariert und konnten daher bei den Centrales in nahezu allen Fällen und vielfach bei *Fragilaria*-Arten nicht bis zur Art bestimmt werden.

Die Labor-Analyse erfolgte in Anlehnung an NIXDORF et al (2008).

Qualitative Analyse

Die qualitative Analyse erfolgte möglichst auf Artniveau, in der Regel aber zumindest bis zu dem Mindestbestimmbarkeitsniveau, das im Rahmen der Entwicklung des WRRL-Bewertungssystems von der Arbeitsgruppe Mischke et al. für jedes Taxon festgelegt wurde. Jedes erfasste Taxon erhielt die Bezeichnung und ID-Nummer aus der harmonisierten Phytoplankton-Taxaliste Deutschlands, die aus dem Internet herunterladbar ist (Website Dr. Ute Mischke, IGB, mit Stand vom Juni 2009).

Zählung und Biovolumen-Ermittlung

Für die quantitative Analyse der Taxa der Lugolprobe wurden, wenn möglich, mindestens 15 Arten bzw. Taxa quantitativ erfasst. Es wurden dabei mindestens 95 % der Biomasse ermittelt und mindestens 400 Objekte pro Probe gezählt. Die Abundanz des Phytoplanktons wurde durch Auszählen der gesamten Sedimentationskammer oder von Transekten, abhängig von Größe und Dichte der Organismen, ermittelt. Bei der Zählung kleinerer dominanter Phytoplanktontaxa wurden mindestens 60 Zellen bzw. Zähleinheiten pro Art in mindestens zwei Transekten ausgezählt. Größere Taxa wurden in größeren Teilflächen bzw. der gesamten Kammer ausgewertet. Zu zählende Fäden in der Lugolprobe (incl. *Aulacoseira*) wurden in der Regel in 100-µm– Stücke eingeteilt und dann gezählt.

Bei erhöhtem Vorkommen von gallertigen Cyanobakterien (meist *Microcystis*) wurde eine Teilprobe der Lugolprobe mit einem Ultraschall-Desintegrator (Sonoplus Ultraschall-Homogenisator HD 2070) behandelt, so dass die Kolonien aufgelöst wurden und die Zellen einzeln gezählt werden konnten. Es wurde ca. 2 min. bei 70 % Power beschallt. In der unbehandelten Lugolprobe wurde vorher der jeweilige Anteil der einzelnen chroococcalen Arten an der Gesamtanzahl der Zellen abgeschätzt.

Das Körpervolumen des Phytoplanktons der Lugolprobe wurde durch Annäherung an geometrische Körper in Anlehnung an ATT (1998) und PADISAK & ADRIAN (1999) ermittelt. Bei in der Größe stark variablen Taxa wurden ca. 20 Zellen pro Taxon oder Größenklasse ausgemessen. Bei Taxa mit nahezu konstantem Volumen wurde das Volumen der einmal vermessenen Zelle beim nächsten Termin wiederverwendet. Bei selten vorkommenden Taxa wurden vereinzelt Volumina aus der Literatur verwendet. Das Biovolumen wurde für jedes Taxon, jede Algenklasse und die Gesamtprobe berechnet.

4.3.2 Analyse der Profundaldiatomeen

Es wurden 5 Proben (4 Seen) analysiert.

Die Aufbereitung, Präparation und Analyse der Profundaldiatomeen erfolgte grundsätzlich gemäß Verfahrensanleitung (NIXDORF et al. 2008). Erfasst wurden nur planktische Diatomeentaxa.

Die Präparation erfolgte gemäß den Angaben zur „Aufbereitung von Diatomeenproben nach der Wasserstoffperoxid-Methode von VAN DER WERFF (1955)" (aus NIXDORF et al. 2008). Auch hier wurden Diatomeenstreupräparate in Naphrax eingebettet.

Die mikroskopische Analyse der planktischen Diatomeen erfolgte an einem Leitz SM-Lux-Durchlichtmikroskop bei 1000-facher Vergrößerung. Es wurden je Probe 500 Objekte gezählt, auf Artniveau determiniert und die relativen Abundanzen der Arten angegeben.

4.4 **Trophie-Index-Berechnung**

Der Trophie-Index wurde in Anlehnung an LAWA (1999) ermittelt. In die Index-Berechnung gehen vier Parameter ein: die Gesamt-Phosphor-Konzentration während der Frühjahrs- ersatzweise der Herbstvollzirkulation und die drei Sommermittelwerte [1] für Gesamt-Phosphor, Chlorophyll a und Sichttiefe.

Die ermittelten Daten für Phosphor und Chlorophyll a entstammen in den geschichteten Seen nicht aus dem Epilimnion, wie nach LAWA (1999) gefordert, sondern entsprechend der Vorgabe des LUGV (vgl. Kap. 4.1) aus der Mischprobe der euphotischen Zone, die teilweise nicht mit dem Epilimnion übereinstimmt.

Da es keine Proben aus dem Frühjahr gab, wurden die Daten des Novembers verwendet (Herbstzirkulation).

---

[1] **Sommer:** definiert nach LAWA (1999): Mai – September, wobei bei der Mittelwertsbildung für Sichttiefe und für Chlorophyll a die Werte aus dem Klarwasserstadium nicht berücksichtigt werden.

4.5 Ermittlung des Phyto-Seen-Index (PSI) und des DI-PROF

Es wurden fünf Messstellen von vier Seen bewertet. Die Bewertung erfolgte nach MISCHKE et al. (2008) mit den neuesten Änderungen der Software PHYTOSEE 4.0. (Literatur dazu: MISCHKE et al. 2009, download von der website Dr. Ute Mischke, IGB → www.igb-berlin.de). Dabei wurde der Monat November mit einbezogen.

Die Bewertung wird mittels der Teilkomponenten „Biomasse", „Algenklassen", und „PTSI" (Phytoplankton-Taxon-Seen-Index) und optional des Diatomeen-Profundal-Indexes („DI-PROF") durchgeführt (Einzelheiten siehe MISCHKE et al. 2008):

- **Metric „Biomasse"**: Dieser Metric setzt sich aus dem arithmetisches Mittel des Gesamtbiovolumens März – November und Chlorophyll a März – November und zudem aus dem Max.Wert Chlorophyll a (nur, falls dieser um 25 % größer als der Saisonmittelwert ist und mindestens drei Messungen vorliegen) zusammen. Die Ist-Werte der drei Parameter werden für jeden Seetyp mittels einer Bewertungsfunktion in einen Wert zwischen 0,5 und 5,5 umgerechnet. Zur Seenbewertung wird für die Ermittlung des Indexes des Metric „Biomasse" das arithmetische Mittel aus den drei oben genannten Einzelindices gebildet.

- **Metric „Algenklassen"**: Aufsummierte Biovolumina oder der Prozentanteil am Gesamtbiovolumen von ausgewählten Algenklassen werden je nach Seetyp als Mittel bestimmter Monate gebildet. Für das Tiefland werden in der Regel nur die Monate Juli bis Oktober bewertet, ausgenommen die Chrysophyceen (Bewertung April bis Oktober). An Algenklassen werden neben den Chrysophyceen die drei Gruppen Chlorophyceen, Cyanophyceen und Dinophyceen verwendet. Diatomeen fallen, anders als in der alten Version von 2006, ganz heraus. Diese Einzelkenngrößen werden für jeden Seetyp mittels einer Bewertungsfunktion in einen Wert zwischen 0,5 und 5,5 umgerechnet. Zur Seenbewertung wird für den Metric „Algenklassen" daraus das arithmetische Mittel gebildet.

- **Metric „PTSI** (=Phytoplankton-Taxon-Seen-Index)**"**: Basis des PTSI sind Indikatorarten zur trophischen Klassifizierung. Für den PTSI können die Daten aller Monate des Jahres verwendet werden. Der PTSI wird für jeden Probenfund mittels der vorliegenden Trophieanker- und Stenökiewerte der Indikatorarten einzeln berechnet. Durch Einstufung in eine von acht vorliegenden „Abundanzklassen" geht dabei auch das Biovolumen der jeweiligen Indikatorart in die Bewertung ein. Der ermittelte PTSI (Mittelung aller PTSI-Werte des Jahres) ist direkt mit dem LAWA-Index vergleichbar (gleiche mathematische Dimension). Zur Seenbewertung wird der PTSI mittels einer Formel, in die die Referenztrophie mit eingeht, in einen PTSI-Bewertungswert zwischen 0,5 und 5,5 umgerechnet.

- **Metric „DI-PROF" (fakultativ)**: Anhand des Anteils jeder einzelnen Art sowie ihres Trophieoptimumwertes und einem artspezifischen Gewichtungsfaktor wurde für jede Probe der Diatomeenindex auf der Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal (= DI-PROF Ist) berechnet. Dieser Index kann anhand eines Eichdatensatzes norddeutscher Seen einer Trophieklasse zugeordnet werden. Aktuell wird der DI-PROF 2006 verwendet,

der im Rahmen von 167 Profundal-Diatomeenproben aus glazial entstandenen norddeutschen Seen im Jahr 2006 u.a. im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Schleswig-Holstein entwickelt wurde (SCHÖNFELDER 2006). Zur Seenbewertung wird der DI-PROF Ist mittels einer Formel, in die die eigens für den DI-PROF zugrunde gelegte Referenztrophie mit eingeht, in einen DI-PROF-Bewertungswert zwischen 0,5 und 5,5 umgerechnet (DI-PROF-Note). Der DI-PROF wurde von SCHÖNFELDER (2004 und 2006) entwickelt.

Aus den drei Teilkomponenten „Biomasse", „Algenklassen" und „PTSI" wird, spezifisch für jeden Seetyp, mithilfe von Gewichtungsfaktoren der **Gesamtindex (PSI)** ermittelt. Fakultativ kann die Bewertung anhand des DI-PROF hinzugenommen werden (Gewichtungsfaktoren aller 4 Komponenten s. Tab. 4). Es werden dabei die Werte der Teilindices, nicht die ökologischen Zustandsklassen, gemittelt. Der PSI wird mit einer Stelle hinter dem Komma dargestellt. Der Gesamtindex PSI wird, wie auch bei jedem Teilindex möglich, einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet (Tab. 5). Zu beachten ist, dass die Seetypisierung im Vorfeld der Ermittlung des DI-PROFs eine andere war, als bei der Ermittlung der anderen Metrics (MISCHKE & NIXDORF 2008).

Tab. 4: Gewichtungsfaktoren zur Ermittlung des deutschen Phyto-Seen-Index (PSI) in den Seen des Tieflands (nach MISCHKE & NIXDORF 2008).

Seetyp	G-Faktor für Index „Biomasse"	G-Faktor für Index „Algenklasse"	G-Faktor für Index „PTSI"	G-Faktor für Index „Di-Prof"
10.1	1	1	1	0,5
10.2	1	1	1	0,5
13	4	1	2	2
11.1	4	1	2	1
11.2	4	2	1	1
12	4	1	1	1
14	1	1	1	0,5

Tab. 5: Indexwerte und entsprechende Einstufung in ökologische Zustandsklassen für die Teilmetrics und den PSI (aus MISCHKE & NIXDORF 2008).

Indexwert	Zustandsklasse
0,5 - 1,5	1 = sehr gut (high)
1,51 - 2,5	2 = gut (good)
2,51 - 3,5	3 = mäßig (moderate)
3,51 - 4,5	4 = unbefriedigend (poor)
4,51 - 5,5	5 = schlecht (bad)

5 Ergebnisse

5.1 Limnochemie, Trophie und Phytoplankton der einzelnen Seen

5.1.1 Allgemeines

In Tabelle 6 sind die Mittelwerte der Sichttiefe sowie biologischer und limnochemischer Parameter für die sechs von Juni bis November 2012 durchgeführten Beprobungen aus der euphotischen Zone zusammengestellt.

In der Tabelle 7 sind die Trophieindices und die für die Trophieberechnung nach LAWA 1999 berechneten Mittelwerte für das Jahr 2012 dargestellt.

Tab. 6: Mittelwerte (6 Proben) der Sichttiefen und biologischer sowie limnochemischer Parameter.

ST - Sichttiefe, Chl a - Chlorophyll a, Phaeo - Phaeopigment, BV - Phytoplankton-Biovolumen, TP - Gesamt-Phosphor, TNb - Gesamt-Stickstoff, SiO_2-Si - Siliziumdioxid-Silizium, SRP – gelöster reaktiver Phosphor, NH_4-N - Ammonium-Stickstoff, NO_3-N - Nitrat-Stickstoff, KS 4,3 - Säurekapazität pH 4,3, Ca - Kalzium, Mg - Magnesium, Na - Natrium, K - Kalium

Seename / Probestelle		Großer Wummsee Hauptbecken	Großer Wummsee Westbecken	Kleiner Wummsee	Caputher See	Heiliger See
ST	m	6,25	3,9	1,75	1,05	2,5
Chl a	µg/l	6,0	6,8	30,2	37,5	16,6
Phaeo	µg/l	1,9	1,8	3,4	5,2	4,8
BV	mm^3/l	0,7	0,9	4,7	7,5	2,3
TP	mg/l	0,02	0,02	0,04	0,036	0,046
TNb	mg/l	0,63	0,78	0,74	1,34	1,09
SiO_2-Si	mg/l	2,1	4,9	8,6	8,2	0,6
SRP	mg/l	< 0,003	<0,003	<0,003	0,004	0,012
NH_4-N	mg/l	0,039	0,056	0,056	0,134	0,131
NO_3-N	mg/l	0,017	0,007	0,008	0,014	0,012
KS 4,3	mmol/l	1,9	2,4	3,5	2,7	2
Ca	mg/l	42	59	87	59	75
Mg	mg/l	4,6	5,2	5,8	6,6	14,5
Na	mg/l	7	7,5	8,3	14,3	29,5
K	mg/l	< 1	< 1	< 1	2,2	6,4

Tab. 7: Trophieindex und Mittelwerte für die Trophieberechnung nach LAWA 1999: 4 untersuchte Seen 2012.
ST - Sichttiefe Mittelwert der Vegetationsperiode (ohne Klarwasserstadium), Chl a - Chlorophyll a Mittelwert der Vegetationsperiode (ohne Klarwasserstadium), TP_{VZ} - Gesamt-Phosphor zum Zeitpunkt der Vollzirkulation im Spätherbst (Nov.), TP_{So} - Gesamt-Phosphor Mittelwert der Vegetationsperiode.

Stelle	Typ	ST (m)	Chl a (µg/l)	TP VZ (µg/l)	TP So (µg/l)	TI	Trophie
Großer Wummsee, Hauptbecken	geschichtet	5,6	7,0	26	19	2,0	(m1)
Großer Wummsee, Westbecken	ungeschichtet	3,9	5,6	21	19	2,2	(m2)
Kleiner Wummsee	ungeschichtet	1,9	21,2	46	36	3,0	(e1)
Caputher See	geschichtet	1,0	32,2	44	34	3,1	(e2)
Heiliger See	geschichtet	2,7	10,4	59	39	2,5	(m2)

Der Anteil des Chlorophyll a am Gesamtbiovolumen betrug im Mittel aller in diesem Projekt untersuchten Proben 0,77 % (Median 0,70 %, n=28, Abb. 1) und liegt damit im gleichen Bereich wie bei eigenen Untersuchungen der letzten Jahre in Nordostdeutschland. Der Mittelwert des Chlorophyll a am Biovolumen aller Einzelproben von WRRL-Seen in Deutschland ab 2006 liegt bei 0,81 %, also sehr nah zum hier angegebenen Wert (U. Riedmüller, pers. Mitteilung 2012).

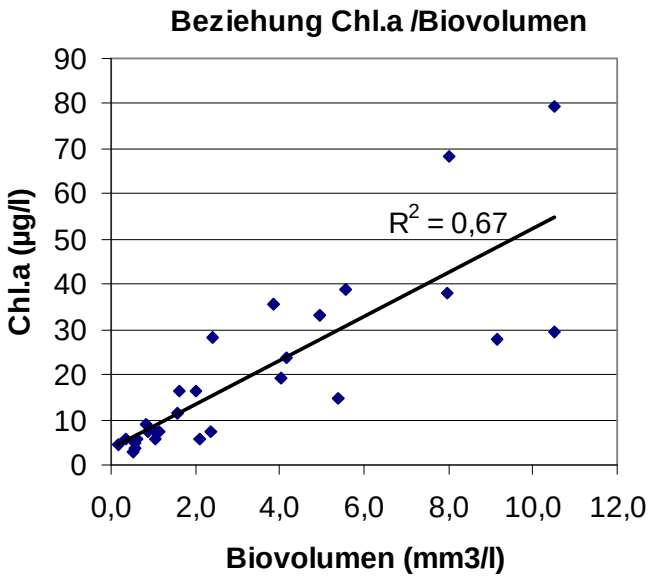

Abb. 1 **:** Vergleich der Phytoplankton-Biovolumina und Chlorophyll *a*-Konzentrationen von 30 Proben (28 Chl.a-Werte, 30 Biovolumina) aus 4 Seen (5 Messstellen) in Brandenburg 2012 (Einzelwerte).

Im Mittel aller 30 untersuchten Phytoplankton-Proben wurden je Probe 26 Taxa [2] qualitativ und quantitativ erfasst. Die centrischen Kieselalgen wurden nur als Größenklassen aufgelistet

[2] damit sind hier alle gezählten taxonomischen Einheiten gemeint, also auch Größenklassen einer Art (selten) oder eines höheren Taxons.

und gezählt, da in diesem Projekt keine gesonderte Kieselalgenpräparation gefordert war. Ohne eine Präparation und gesonderte Bestimmung und Schalenzählung ist eine Arterfassung der Kieselalgen beim Großteil der Arten, meist den centrische Formen, nicht möglich. Stattdessen wurden die 10 – 15 wichtigsten Kieselalgenarten je See aus einer Profundalprobe im Herbst identifiziert und anteilmäßig gezählt.

In den folgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse zur Felduntersuchung (Vertikalprofil), Limnochemie, Trophie und zum Phytoplankton und den Profundaldiatomeen seeweise dargestellt. Die aus den Planktondaten berechneten Indices PSI und DI-PROF werden in den anschließenden Kapiteln 5.2 und 5.3 behandelt.

5.1.2 Caputher See

Der Caputher See hat eine annähernd dreieckige Seefläche von 49,6 ha. Bei einer mittleren Tiefe von 3,4 m ist er in weiten Bereichen recht flach, die tiefste Stelle von 9,2 m liegt in der Nordspitze. Der Caputher See erhält im Süden zwei kleine Zuflüsse aus dem umliegenden bewaldeten Gebiet, einer davon verbindet ihn über das Wurzelfenn mit dem Großen Lienewitzsee. Im Norden entwässert der Abfluss über den Templiner See in die Havel.

Der Caputher See weist eine stabile sommerliche Temperaturschichtung auf, die Sprungschicht reichte allerdings fast bis zum Grund. Im Juni setzte der Sauerstoffschwund schon in 2 m Wassertiefe ein (SSI 85 %), ab 4 m war das Metalimnion nahezu sauerstofffrei. Unterhalb von 4 m Wassertiefe sank auch das Redoxpotential rapide, blieb jedoch im Juni noch im positiven Bereich. Im Juli hatte sich das jetzt durchweg untersättigte Epilimnion (unter 80 % Sauerstoffsättigung) bis in 5 m Wassertiefe ausgedehnt, das durchgängig negative Redoxpotential sank unter 5 m Wassertiefe auf unter -500 mV. Im August war es dann auch im Tiefenwasser wieder auf über -300 mV angestiegen. Der pH-Wert zeigte in diesem Monat eine Besonderheit: das Minimum von 7,5 lag bei 4 m Wassertiefe, im Tiefenwasser lag der pH dagegen über 8,5. Im September begann die Schichtung sich aufzulösen, nur unterhalb von 7 m bestand noch akuter Sauerstoffmangel. Das Redoxpotential war jetzt fast durchgängig positiv. Ab Oktober herrschte im gesamten Wasserkörper des Caputher Sees bei vollständiger Durchmischung Sauerstoffuntersättigung (SSI 80 %), die sich im November noch verstärkt hatte (SSI 65 %).

Trotz guter Pufferung (Mittelwert des Säurebindungsvermögens im Oberflächenwasser: 2,7 mmol l^{-1}) schwankten die pH-Werte im Oberflächenwasser mit Werten zwischen 7,6 und 8,6 recht stark. Zum Ende der Schichtungsphase im September lag der pH-Wert im Tiefenwasser unter 7. Der Mittelwert der Leitfähigkeit im Oberflächenwasser betrug 392 µS/cm.

Die Sichttiefen schwankten im Caputher See sehr wenig und lagen meist um 1 m (Minimum: 0,85 m, Maximum: 1,3 m). Die Chlorophyll-a-Konzentration lag meist bei etwa 30 µg l^{-1} Chl a, erreichte aber im Oktober mit 80 µg l^{-1} kurzfristig ein Maximum (Minimum: 16 µg l^{-1} Chl a im November).

Die Gesamtphosphorkonzentrationen schwankten recht stark, ein eindeutiges Muster war nicht zu erkennen (Mittelwert: 0,036 mg l^{-1}, Minimum 0,021 mg l^{-1} im Juli, Maximum 0,050 mg l^{-1} im Juni). Gelöster reaktiver Phosphor lag an keinem der Messtage deutlich über der Nachweisgrenze (Mittelwert: 0,003 mg l^{-1}).

Gesamtstickstoff war im Jahresmittel in Konzentrationen von 1,3 mg l^{-1} vorhanden. In der anorganischen Fraktion hatte das Ammonium (Mittelwert: 0,134 mg l^{-1}, Maximum 0,590 mg l^{-1}) einen deutlich höheren Anteil als das Nitrat (Mittelwert: 0,014 mg l^{-1}, Maximum: 0,041mg l^{-1}).

Gelöstes Silizium war im Caputher See an allen Messtagen in hohen Konzentrationen vorhanden (Mittelwert: 8,2 mg l^{-1}, Maximum 9,5 mg l^{-1}, Minimum: 6,9 mg l^{-1}).

Für den Caputher See ergab sich für 2012 ein Trophieindex von 3,1 (eutroph 2).

Phytoplankton des Caputher Sees 2012

Zwischen Mitte Juni und Mitte November 2012 wurden 6 tiefenintegrierte Mischproben (0 - 2 m bis 0-3 m) entnommen. Der stark eutrophe Caputher See weist im Mittel aller untersuchten Monate erhöhte Planktongehalte auf (34,5 µg l^{-1} Chl.a und 7,5 mm^3 l^{-1} Biovolumen), mit dem höchsten Wert im Oktober. Es dominieren im gesamten Untersuchungszeitraum deutlich Cyanobakterien (Blaualgen), insbesondere dünnfädige Oscillatoriales (Abb. 2).

Der Umsatz von Phosphor in Chl. a und Biovolumen war phasenweise sehr hoch, im Mittel lag der Quotient Chl.a/TP bei 1,2. Nach NIXDORF et al. (2009) kann die Ressourceneffizienz bei bei einem Wert von 1 und höher als hoch angesehen werden.

Während im Juni neben *Pseudanabaena limnetica* (56 % Anteil an der Gesamtbiomasse) noch die nostocale Form *Aphanizomenon gracile* (28 %) vermehrt auftrat, waren ab Juli nur die Oscilatoriales dominant. Im Juli dominierte neben *Ps. limnetica* (41 % Anteil) auch *Limnothrix planctonica* (29 %), im August fast alleine *Ps. limnetica* (78 % Anteil). Auch im September und Oktober waren *Limnothrix* und *Pseudanabaena* zusammen mit 78 und 80 % deutlich vorherrschend. Selbst Mitte November war *Ps. limnetica* (46 % Anteil) und *Limnothrix redekei* (9 %) stark vertreten.

Subdominant traten vor allem Flagellaten hervor, Cryptophyceen (Schlundalgen) mit der Hauptform, der Artengruppe *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus* [3] und Dinophyceen (Hornalgen) mit den Vertretern *Woloszynskia* sp. und Arten aus dem *Peridinium umbonatum*-Komplex.

Als Indikatorarten mit hohem Trophiewert trat neben den oscillatorialen Arten regelmäßig noch *Phacus pyrum* aus der Gruppe der Euglenophyceen (Augenflagellaten) auf, jedoch in

---

[3] Die Gattung *Cryptomonas* ist in Lugolproben schwer bestimmbar, so dass zur besseren Vergleichbarkeit mehrere Arten von MISCHKE et al (2008) zusammengefasst wurden.

sehr geringer Anzahl. Daneben war aus der Gruppe der Indikatorarten mit geringer Trophie nur *Dinobryon sociale* (14 % Anteil) aus der Gruppe der Chrysophyceen (Goldalgen) im Juli gehäuft zu sehen.

Die Probe der Profundaldiatomeen vom 18. Sept. 2012 wird deutlich von Zellen der *Fragilaria ulna angustissima* – Sippen (49 %) und *Cylotella radiosa* (21 % Anteil) geprägt, wobei die erstere Form einen Indikatorwert hoher Trophie aufweist. Desweiteren traten *Stephanodiscus minutulus* (16 % Anteil) und *Stephanodiscus hantzschii* (8 %) gehäuft auf.

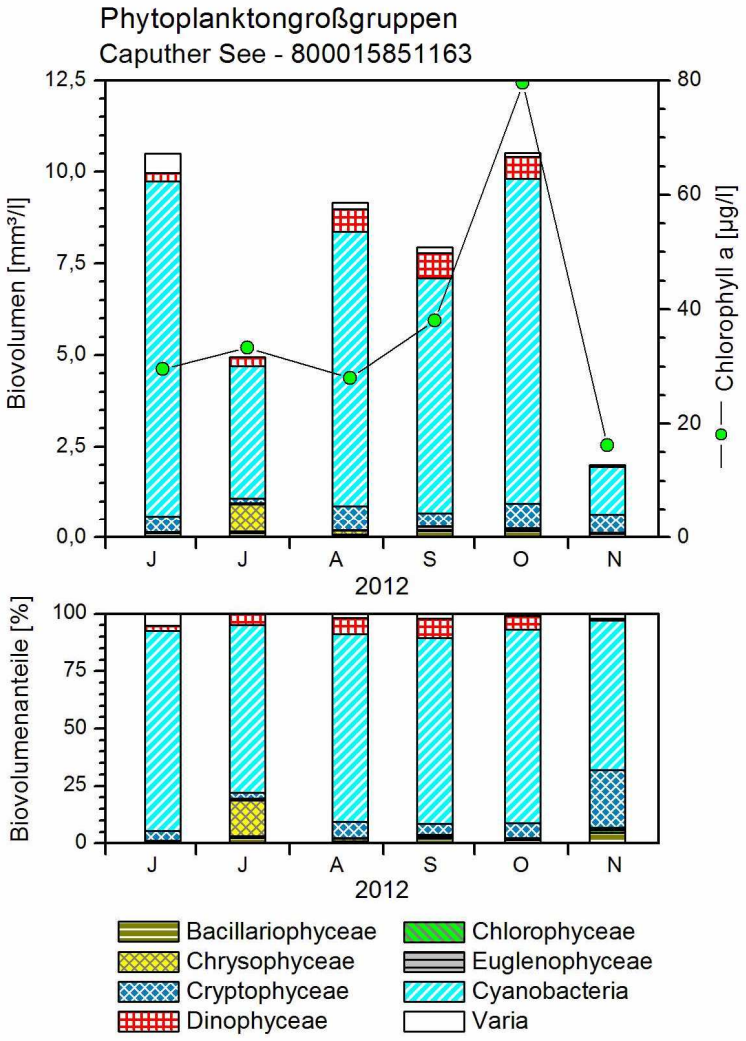

Abb. 2: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Caputher See 2012. Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a. Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens.

5.1.3 Heiliger See Potsdam

Der Heilige See in Potsdam besitzt als eiszeitlicher Rinnensee eine langgestreckte Gestalt. Bei einer Fläche von 34,6 ha hat er eine Maximaltiefe von 13,0 m und eine mittlere Tiefe von 6,6 m. Der überwiegend grundwassergespeiste Heilige See ist im Norden über den Hasengraben mit dem Jungfernsee und damit mit der Havel verbunden. Der Hasengraben ist aufgestaut, um den Wasserspiegel im Heiligen See so hoch zu halten, dass kein oberirdischer Austausch mit der Havel stattfindet.

Der Heilige See wies im Sommer eine stabile Temperaturschichtung auf (Seetyp 10). Im Juni lag das Metalimnion zwischen 3 und 7 m. Schon im oberen Metalimnion sank der Sauerstoffgehalt rapide ab und erreichte bei 6 m 8 % Sättigung. Mit Werten zwischen 3,5 und 2 % zeigte der Sauerstoffsättigungs-Index (SSI) im Hypolimnion nur noch Restgehalte an Sauerstoff an. Das Redoxpotential war jedoch noch positiv. Im August sank das Metalimnion bei Oberflächentemperaturen von fast 25 °C weiter ab, jetzt herrschte ab 8 m Wassertiefe völlige Sauerstofffreiheit. Mitte September war die Sprungschicht weiter auf 7 bis 9 m abgesunken, unterhalb von 7 m war das Wasser nahezu sauerstofffrei. Das Redoxpotential lag ab 8 m im negativen Bereich, hatte den kritischen Wert von -300 mV jedoch noch nicht erreicht. Im Oktober war durch die weiter abgesunkene Sprungschicht sauerstoffarmes Tiefenwasser eingemischt, und der SSI lag dadurch im Epilimnion bei nur etwa 70 %. Mitte November war der Heilige See nahezu vollständig durchmischt, die Sauerstoffsättigung lag in der gesamten Wassersäule unter 50 %. Das Redoxpotential, das zu keinem Messzeitpunkt kritische Werte erreicht hatte, war jetzt wieder positiv. Die höchste Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser wurde mit 144 % im August gemessen.

Der Heilige See ist mit einem mittleren SBV (Säurebindungsvermögen) von 2,0 mm l^{-1} nur mäßig gepuffert. Der maximale pH-Wert (9,0) wurde im August gemessen. Bei der Zirkulation im November erreichte der pH-Wert mit 7,4 seinen tiefsten Wert im Oberflächenwasser. Auch im Tiefenwasser fiel der Wert nicht unter pH 7. Die Leitfähigkeit betrug im Oberflächenwasser im Mittel 618 µS/cm.

Im Zeitraum Juni bis November lagen die gemessenen Sichttiefen im Heiligen See stets bei 2 m oder deutlich darüber (Maximum: 3,0 m, Mittelwert: 2,5 m) Die Chlorophyll a-Konzentrationen lagen in diesem Zeitraum im Mittel bei 16,6 µg l^{-1} Chl a (Minimum: 5,9 Maximum: 36 µg l^{-1} Chl a). Im September wurde in 8 – 8,5 m Wassertiefe ein Chlorophyll-Tiefenmaximum beobachtet (siehe unten Plankton). Ab 8 m Tiefe gab es H_2S-Geruch.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen waren im Epilimnion im Juni bereits auf 0,048 mg l^{-1} abgesunken und verringerten sich bis September weiter auf 0,032 mg l^{-1}. Mit beginnender Auflösung der Schichtung stiegen sie wieder an und erreichten im November die gemessene Maximalkonzentration von 0,059 mg l^{-1} (Mittelwert: 0,046 mg l^{-1}).

Gelöster reaktiver Phosphor war während der Schichtungsphase nur im Juli in etwas höheren Konzentrationen (0,019 mg l^{-1}) vorhanden (Mittelwert Juni bis November: 0,012 mg l^{-1}). Im Tiefenwasser stiegen die Gesamtphosphorkonzentrationen auf maximal 1,0 mg l^{-1} im September.

Die zwischen Juni und November gemessenen Gesamtstickstoffkonzentrationen schwankten nur wenig zwischen 0,95 mg l^{-1} im September und 1,2 mg l^{-1} im Oktober (Mittelwert: 1,1 mg l^{-1}). Der anorganische Stickstoff lag meist nur in geringen Konzentrationen (überwiegend als Ammonium) vor. Nur im November erreichte er mit fast 50 % einen höheren Anteil am Gesamtstickstoff.

Die Konzentrationen an gelöstem Silizium lagen im Heiligen See in der Regel deutlich unter 1 mg l^{-1} und stiegen nur im November auf 1,5 mg l^{-1} (Mittelwert: 0,6 mg l^{-1}).

Der Heilige See befindet sich mit einem TI von 2,5 jetzt im Übergang zum mesotrophen Zustand (m2).

Phytoplankton des Heiligen Sees Potsdam 2012

Zwischen Mitte Juni und Mitte November 2012 wurden 6 tiefenintegrierte Mischproben (0-4 m bis 0-7,5 m) entnommen. Der stark mesotrophe Heilige See weist im Mittel aller untersuchten Monate leicht erhöhte Planktongehalte auf (16,6 µg l^{-1} Chl.a und 2,3 mm^3 l^{-1} Biovolumen), mit stark schwankenden Werten und anders als der Caputher See mit einer hohen Vielfalt an dominanten Algengruppen. Es herrschten vor allem Cyanobakterien und Dinophyceen vor. Aber auch Cryptophyceen und Chrysophyceen waren stark vertreten (Abb. 3). Der Umsatz von Phosphor in Chl.a und Biovolumen war im Gegensatz zum Caputher See mit einem Quotienten für Chl.a/TP von 0,3 sehr gering.

Mitte Juni, vermutlich zum Ende des Klarwasserstadiums, war die Biomasse gering. Es dominierten insbesondere *Cryptomonas*-Arten und *Rhodomonas lacustris* aus der Gruppe der Cryptophyceen und Arten der Gruppe *Eutretamorus/Sphaerocystis* (Chlorophyceen).

Im Hochsommer erhöhte sich die Biomasse, im Juli zunächst noch moderat. Es dominierten deutlich große Dinophyceen. Hauptarten waren *Ceratium hirundinella* und *Ceratium furcoides* (zusammen 69 % Anteil). Im August nahm der Planktongehalt, insbesondere das Biovolumen, nochmal deutlich auf Werte knapp über 4 mm^3/l zu. Nun herrschten neben *Ceratium furcoides* (23 % Anteil) vor allem nostocale Formen aus der Gruppe der Cyanobakteren mit zahlreichen Arten vor. Hauptgattung war *Aphanizomenon* mit den drei Arten *A. issatschenkoi, A. gracile* und *A. spec.* (zusammen 39 % Anteil an der Gesamtbiomasse).

Nach Ende des Sommers waren Dinophyceen und Cyanobakterien weiterhin bis zum Oktober dominant, bei den Blaualgen jedoch mit deutlichem Wechsel bei den dominierenden Arten. Es traten nun bei abnehmender Lichteinstrahlung dünnfädige Arten hervor, vor allem *Pseudanabaena limnetica* (September: 56 % Anteil, Oktober 32 %) und *Pseudanabaena catenata* (Oktober 20 % Anteil).

Beide letztgenannten Arten herrschten auch im November prozentual stark hervor, jedoch mit deutlich abnehmender Biomasse. Nun waren Cryptophyceen die Hauptgruppe, und zwar *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus* und *Rhodomonas lacustris*.

Im Sommer, insbesondere im August, war die Gattung *Erkenia* aus der Gruppe der Chrysophyceen stark vertreten. Dieser schwer zu identifizierende kleine Flagellat (< 5 µm) ist keine Indikatorart, zeigt jedoch durch die Zugehörigkeit zu den Goldalegn eine geringe Trophie an.

In einer schmalen Schicht im unteren Metalimnion (8,0 – 8,5 m) wurde am 18. September 2012 ein Tiefenchlorophyllmaximum (DCM) mit einer leichten Rosa-Färbung der Probe entdeckt. Es handelt sich hier vermutlich um phototrophe Schwefelbakterien, wie die mikroskopische Untersuchung einer Lugolprobe aus dieser Tiefe ergab.

Die Probe der Profundaldiatomeen vom 18. September 2012 wird sehr deutlich von *Stephanodiscus minutulus* (78 % Anteil) geprägt. Diese Art indiziert eine leicht erhöhte Trophie und korrespondiert somit mit der LAWA-Trophie. Daneben waren nur noch pennale Formen in erhöhter Dichte zu finden, vor allem *Asterionella formosa* (6 % Anteil), *Fragilaria crotonenssis* (4 %) und *Fragilaria ulna angustissima* – Sippen und *Fragilaria tenera* mit jeweils 2,3 % Anteil.

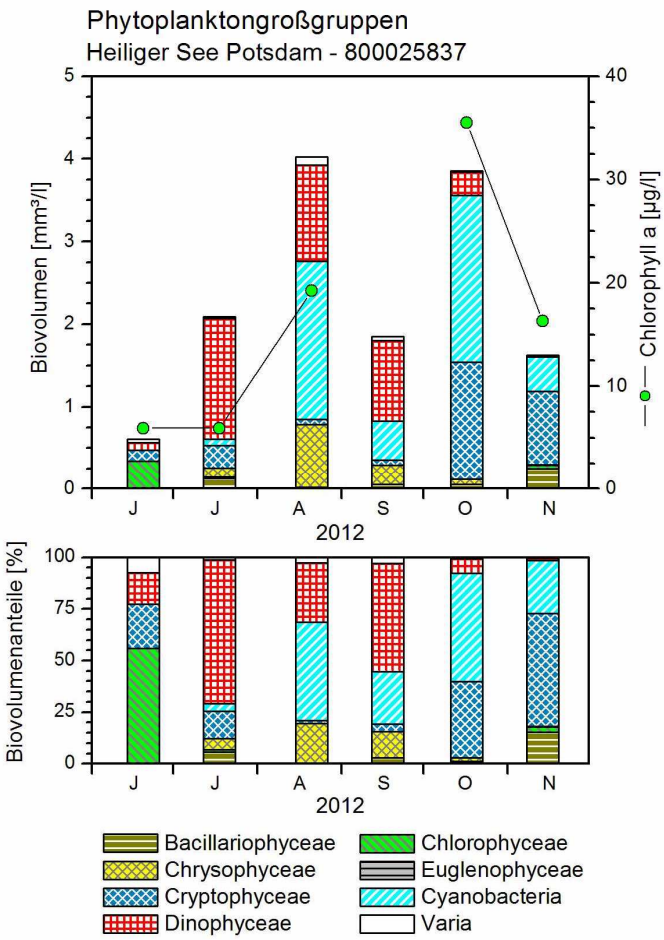

Abb. 3: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Heiliger See Potsdam 2012. Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a. Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens.

5.1.4 Großer und Kleiner Wummsee

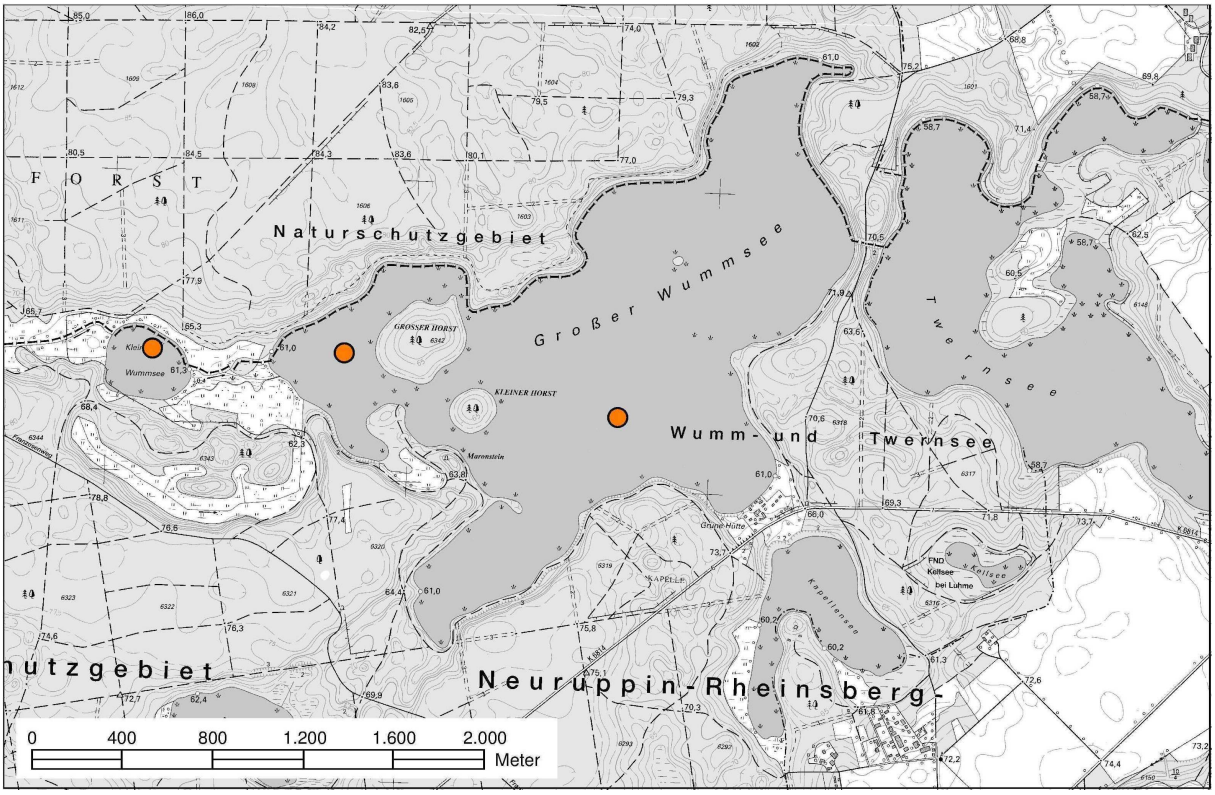

Abb. 4: Wummseegebiet mit Großem und Kleinem Wummsee. **Rote Punkte**: Probestellen 2012 und frühere Jahre.

Das buchtenreiche Becken des Großen Wummsees hat eine Fläche von 148 ha. Die tiefste Stelle (36 m) liegt im Hauptbecken. Das durch zwei Inseln vom Hauptbecken getrennte Westbecken besitzt eine Fläche von etwa 18 ha und eine Maximaltiefe von 6,8 m. Die mittlere Tiefe des gesamten Sees beträgt 11,8 m. Der Große Wummsee ist überwiegend grundwassergespeist und das größte zu- und abflusslose Gewässer im Fürstenberg - Rheinsberger Seengebiet.

Der vom Wummseemoor umgebene Kleine Wummsee liegt 300 m westlich vom Großen Wummsee und ist durch einen Entwässerungsgraben mit dessen Westbecken verbunden. Der annähernd runde Kleine Wummsee hat eine Fläche von 5,7 ha, die Maximaltiefe beträgt 5,5 m.

5.1.4.1 Kleiner Wummsee

Der mit 7 m recht flache Kleine Wummsee wies vom ersten Messtag im Juni bis Ende August eine Temperaturschichtung auf, wobei allerdings das Metalimnion bis zum Grund reichte. Da in mehreren früheren Untersuchungsjahren keine stabile Schichtung ausgeprägt war, wird der Kleine Wummsee trotzdem dem ungeschichteten Seetyp 14 zugerechnet.

Mitte Juni wurde mit einem Temperaturunterschied von 11 °C zwischen Oberfläche und 5 m Tiefe ein recht ausgeprägter Temperaturgradient gemessen. Trotzdem war erst ab 4 m ein Sauerstoffabfall zu beobachten (SSI über Grund: 7 %). Anfang August war die Schichtung noch immer gut ausgeprägt, der Sauerstoffschwund im Tiefenwasser hatte jetzt zu einem deutlich negativen Redoxpotential über Grund (-240 mV/cm) geführt. Im September herrschte bei fast vollständiger Durchmischung starke Untersättigung (SSI 65 %) im gesamten Wasserkörper. Im Oktober hatte sich bei nur geringen Temperaturdifferenzen beim Sauerstoff über die Wassersäule ein ausgeprägter Gradient gebildet, der von einem SSI von 131 % im Oberflächenwasser rapide abfiel auf 8 % über Grund. Im November war dann bei fast vollständiger Durchmischung der gesamte Wasserkörper stark untersättigt (SSI um 50 %). Die maximale Sauerstoffsättigung wurde Anfang August in 2 m Wassertiefe gemessen (187 %).

Mit einem mittleren Säurebindungsvermögen von 3,5 mmol l^{-1} war das Wasser des Kleinen Wummsees gut gepuffert. Der pH-Wert schwankte im Oberflächenwasser zwischen 7,7 und 8,4. Über Grund wurde ein minimaler Wert von 6,7 (September) gemessen.

Die Leitfähigkeit lag im Mittel bei 449 µS/cm.

Die mittlere Sichttiefe war mit 1,8 m vergleichsweise gering. Sie schwankte nur wenig zwischen 1,1 m (Oktober) und 2,1 m (Juni und September).

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen lagen entsprechend hoch (Mittelwert: 30 µg l^{-1}), zeigten jedoch große Schwankungen (Minimum: 7,4 µg l^{-1} im September, Maximum: 68 µg l^{-1} im Oktober).

Ebenfalls recht starke Schwankungen zeigten die Gesamtphosphorkonzentrationen (Minimum 0,014 mg l^{-1} Anfang August, Maximum 0,053 mg l^{-1} im Oktober). Der Mittelwert war mit 0,040 mg l^{-1} doppelt so hoch wie im Großen Wummsee. Gelöster reaktiver Phosphor war aber auch hier nur an einem Messtag (und auch hier nur in geringer Konzentration) zu messen.

Die gemessenen Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen stets unter 1 mg l^{-1} (Mittelwert 0,737 mg l^{-1}) und schwankten vergleichsweise wenig.

Der anorganische Stickstoff lag überwiegend als Ammonium (Mittelwert: 0,056 mg l^{-1}, Maximum: 0,180 mg l^{-1} im November) vor. Nitrat war zwar ständig vorhanden, erreichte aber nur im Oktober eine etwas höhere Konzentration (0,014 mg l^{-1}, Mittelwert: 0,008 mg l^{-1}).

Gelöstes Silizium war stets in vergleichsweise hohen Konzentrationen vorhanden (Mittelwert: 8,6 mg l^{-1}).

Für den Kleinen Wummsee ergab sich für 2012 ein Trophieindex von 3,0 (eutroph1).

Phytoplankton des Kleinen Wummsees 2012

Zwischen Mitte Juni und Mitte November 2012 wurden 6 tiefenintegrierte Mischproben aus der euphotischen Zone (0-2,75 m bis 0-5 m) entnommen. Der schwach eutrophe Kleine

Wummsee weist im Mittel deutlich erhöhte Planktongehalte (30,2 µg l^{-1} Chl.a und 4,7 mm^3 l^{-1} Biovolumen) mit wechselnden Dominanzen der Algengruppen im Sommer und Herbst auf. Es herrschten vor allem Cyanobakterien im Sommer und wechselnde Gruppen im Herbst vor, hier vor allem Chrysophyceen (Abb. 4).

Der Kleine Wummsee zeigt bei den häufigen Taxa Ähnlichkeiten mit dem ähnlich tiefen Caputher See. Die Monate Juni bis August waren vor allem von fädigen Cyanobakterien geprägt, in erster Linie Oscillatoriales mit der Hauptart *Pseudanabaena limnetica* (28 – 32 % Anteil an der Gesamtbiomasse) und des weiteren *Pseudanabaena catenata* (0 – 9 % Anteil) und *Limnothrix redekei* (maximal 3 %). Als zweite wichtige Art neben *Ps. limnetica* wurde die nostocale ebenfalls dünnfädige Art *Aphanizomenon yezoense* (13 - 31 % Anteil) analysiert. Daneben waren in diesem Zeitraum Dinophyceen mit den Vertretern *Woloszynskia* (3 bis 7 % Anteil) und Arten aus dem *Peridinium umbonatum*-Komplex (2 bis 5 % Anteil) häufiger anzutreffen.

Nach einem Einbruch der Planktonbiomasse (bei ähnlichen Dominanzen wie im August) Mitte September, als der See bereits voll durchmischt war, gab es zum Oktober hin erneut einen starken Anstieg des Planktongehaltes, mit den höchsten Werten des Jahres (8,0 mm^3/l und 68 µg/l Chl.a). Die Artenzusammensetzung änderte sich gegenüber dem Sommer wenig, aber die Dominanzen deutlich. Es traten nun in erster Linie Goldalgen in einer Blüte stark hervor, mit *Dinobryon sociale* (54 % Anteil) als fast alleinigem Vertreter. Daneben waren Cryptophyceen häufig, mit der Artengruppe *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus* (13 % Anteil) und dem großvolumigen Vetreter *Cryptomonas platyuris*, (13 % Anteil), der auch schon im September und Ende August (beide Monate 11 % Anteil) stark vertreten war.

Im November nahm die Biomasse erwartungsgemäß ab. Die Artenzusamensetzung blieb ähnlich wie im Oktober, außer dass *Fragilaria* aus der Gruppe der Bacillariophyceen zum ersten Mal stark hervortrat (16 % Anteil).

Die Profundaldiatomeen des Kleinen Wummsees vom 24. September 2012 werden von verschiedenen Taxa mit z.T. deutlich unterschiedlicher Trophie-Indizierung geprägt. In erster Linie dominierte die *Fragilaria ulna angustissima* – Sippe (32 % Anteil), die eine deutlich eutrophe Trophie-Indikation aufweist. Desweiteren war *Stephanodiscus minutulus* (18 % Anteil) häufiger azutreffen. Schließlich traten 2 *Cyclotella*-Arten mit geringerer Trophie-Indilation auf, neben *C. radiosa* (18 % Anteil) die Art *C. comensis* (14 % Anteil), die sehr nährstoffarme Verhältnisse anzeigt.

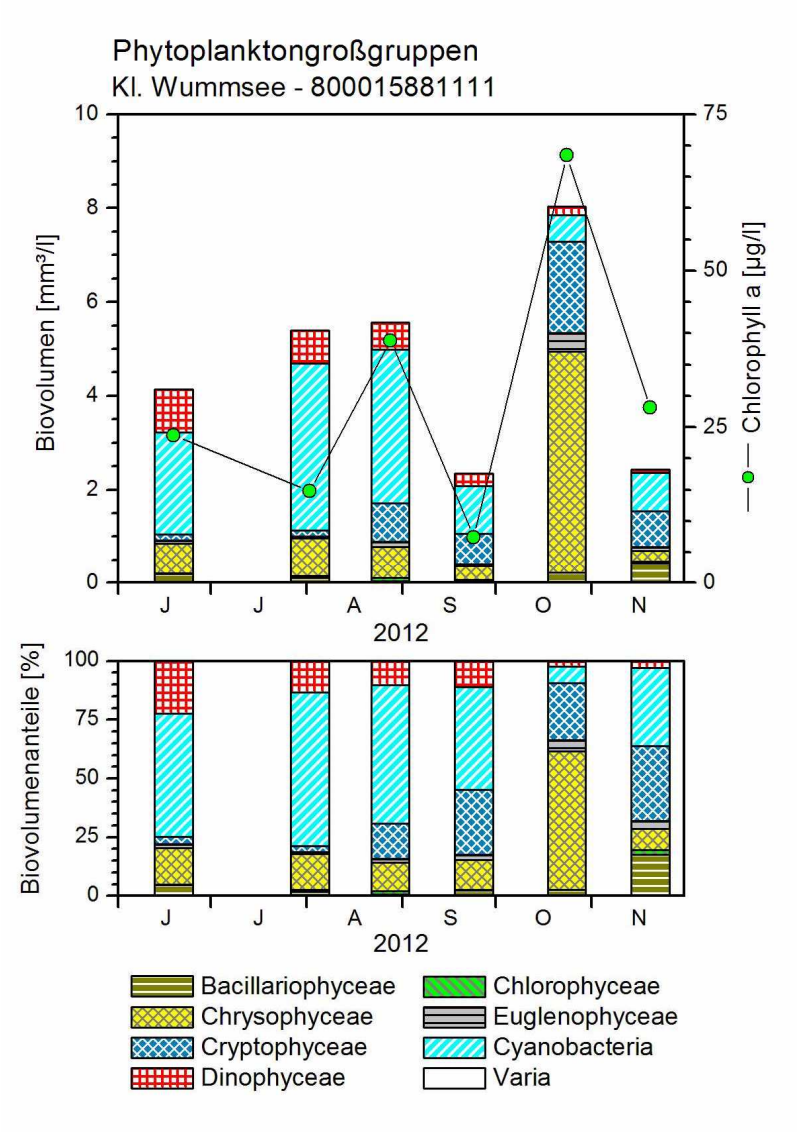

Abb. 5: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Kleinen Wummsee 2012. Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a. Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens.

5.1.4.2 Großer Wummsee Westbecken

Das mit 6,8 m relativ flache Westbecken des Großen Wummsee ist durch die zwei Inseln Großer und Kleiner Horst vom Hauptbecken getrennt.

Im Gegensatz zum Hauptbecken wies das Westbecken nur vorübergehend eine sommerliche Temperaturschichtung auf. Nur Mitte Juni konnte ein deutlicher Temperatursprung unterhalb von 3 m Wassertiefe gemessen werden, der Anfang August nur noch gering ausgeprägt war, sich Ende August weiter nach unten verlagert hatte und im September vollständig verschwunden war. Schon im Juni führte die Temperaturschichtung unterhalb von 4 m Wassertiefe zu einem deutlichen Sauerstoffschwund, mit 25 % war die minimale Sauerstoffsättigung jedoch auch Anfang August noch recht hoch. Ende August lag das Minimum über Grund bei 14 %, im September war der gesamte jetzt gut durchmischte Wasserkörper mit um

70 % relativ stark untersättigt. Im Oktober gab es trotz nur geringer Temperatursprünge erneut einen starken Sauerstoffabfall zum Grund (Minimum 50 % Sättigung). Im November war der erneut durchmischte Wasserkörper wieder untersättigt (um 75 % Sauerstoffsättigung). Die maximale gemessene Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser lag bei nur 107 %. Das Redoxpotential war auch über Grund stets positiv.

Mit einem mittleren Säurebindungsvermögen von 2,4 mmol l^{-1} war das Wasser des Westbeckens des Großen Wummsee recht gut gepuffert. Dementsprechend fielen die pH-Wert-Schwankungen mit Werten zwischen 7,7 und 8,5 im Oberflächenwasser vergleichsweise gering aus. Auch über Grund fiel der pH-Wert nicht unter 7,2.

Die Leitfähigkeit lag im Mittel bei 324 µS/cm.

Die mittlere Sichttiefe war mit 3,9 m zwar deutlich geringer als im Hauptbecken, aber mit einem Minimum von 3,2 m im September und einem Maximum von 4,5 m (Ende August) doch noch recht hoch. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen lagen im Westbecken in einem ähnlichen Bereich wie im Hauptbecken, verliefen jedoch nicht synchron (Mittelwert: 6,8 µg l^{-1}, Minimum: 3 µg l^{-1} Ende August, Maximum: 11,5 µg l^{-1} im Oktober).

Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen im Westbecken mit einem Mittelwert von 0,020 mg l^{-1} nur geringfügig über denen des Hauptbeckens. Gelöster reaktiver Phosphor war nur im August (und auch hier nur in geringer Konzentration) zu messen.

Die gemessenen Gesamtstickstoffkonzentrationen fielen von ihrem Maximum im Juni (1,15 mg l^{-1}) stetig ab und erreichten im November das gemessene Minimum von 0,60 mg l^{-1} (Mittelwert: 0,78 mg l^{-1}).

Der anorganische Stickstoff lag überwiegend als Ammonium vor (Mittelwert: 0,056 mg l^{-1}, Maximum: 0,100 mg l^{-1} im November). Das Nitrat erreichte nur im Oktober eine etwas höhere Konzentration (0,014 mg l^{-1}, Mittelwert: 0,007 mg l^{-1}).

Gelöstes Silizium war stets vorhanden und erreichte höhere Konzentrationen als im Hauptbecken (Minimum, 3,2, Maximum 5,9, Mittelwert 4,9 mg l^{-1}).

Für das Westbecken des Großen Wummsees ergibt sich 2012 ein Trophieindex von 2,1 (mesotroph 2).

Phytoplankton des Großen Wummsees im Westbecken 2012

Zwischen Mitte Juni und Mitte November 2012 wurden 6 tiefenintegrierte Mischproben (jeweils 0-5 m) entnommen. Das mesotrophe Westbecken weist ähnlich wie das Hauptbecken geringe Planktongehalte auf (Mittel aller Monate: 6,8 µg l^{-1} Chl.a und 0,9 mm^3 l^{-1} Biovolumen), zeigte jedoch 2012 ein deutlich anderes Planktonmuster der dominanten Arten. Es herrschen vor allem Dinophyceen und Cryptophyceen vor (Abb. 5).

Typisch für das Westbecken des Großen Wummsees ist eine Artenzusammensetzung, die nicht nur sporadisch sondern im gesamten Zeitraum zu jedem Termin sowohl nährstoffarme

als auch nährstoffreiche Verhältnisse widerspiegelt. Bei den Chrysophyceen (Goldalgen) finden sich mehrfach zahlreiche Arten mit Indikatorwerten für eine geringe Trophie wie mehrere *Dinobryon*-Arten, *Bitrichia chodatii* und *Uroglena*, alle jeweils mit geringen Abundanzen. Zu den Goldalgen, die in der Regel niedrige Nährstoffansprüche haben, zählt möglicherweise auch ein kleiner Flagellat (bis 5 µm groß), der im gesamten Untersuchungszeitraum in höheren Abundanzen vertreten war (bis 27 % Anteil an der Gesamtbiomasse Anfang August) und nicht eindeutig zu identifizieren war. Dieses Taxon wurde als Sammelgruppe „*Erkenia subaequiciliata / Chrysochromulina parva*" identifiziert (nach der harmonisierten Taxaliste von Dr. Ute Mischke, IGB (HTL_Mai_2009_korr.xls) im Rahmen der Ermittlung des Phyto-See-Indexes für die WRRL) und wird bei MISCHKE als „unbestimmte Alge" eingestuft. Bei den Chlorophyceen (Grünalgen) finden sich die Arten *Willea vilhelmii* und *Quadrigula pfitzeri* mit Indikatorwerten für eine sehr geringe Trophie, mit ebenfalls nur geringen Abundanzen.

Aus der Gruppe der Dinophyceen finden sich im Westbecken sowohl Arten mit einer geringen Trophieindikation (*Peridinium willei*) als auch Arten mit hoher Trophieindikation (*Ceratium furcoides*), beide mit hohen Anteilen im Sommer. Bei den Cyanobakterien gibt es ebenfalls in ihren Ansprüchen unterschiedliche Arten. Neben Formen wie *Coelosphaerium kuetzingianum* und *Anabaena lemmermannii*, die eine relativ geringe Trophie anzeigen, finden sich fädige Oscillatoriales wie *Pseudanabaena-* und *Limnothrix-Arten und Planktothrix agardhii*, die auf eine deutlich höhere Trophie verweisen. Diese Arten kommen jedoch meist in geringen Anteilen vor.

Die Hauptgruppe im Herbst, Cryptophyceen, die auch im Sommer teils in erhöhter Dichte auftreten, werden vor allem durch die Artengruppe *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus* geprägt.

Die Profundaldiatomeen des Westbeckens vom 24. September 2012 werden hauptsächlich von 3 Taxa mit jeweils unterschiedlicher Trophieindikation geprägt. Es dominierten in ähnlich großen Anteilen die Arten *Cyclotella comensis* (26 % Anteil), *Cyclotella radiosa* und *Stephanodiscus minutulus* (28 %), wobei *C. comensis* sehr nährstoffarme Verhältnisse anzeigt und die beiden letzteren euryök sind, wobei *St. minutulus* eine etwas höhere Trophie als *C. radiosa* indiziert (SCHÖNFELDER 1997). Von der Art *Cyclotella tripartita*, nach SCHÖNFELDER (2006) ein Anzeiger für sehr nährstoffarmes Wasser, wurde 1 Schale (von 400) gefunden.

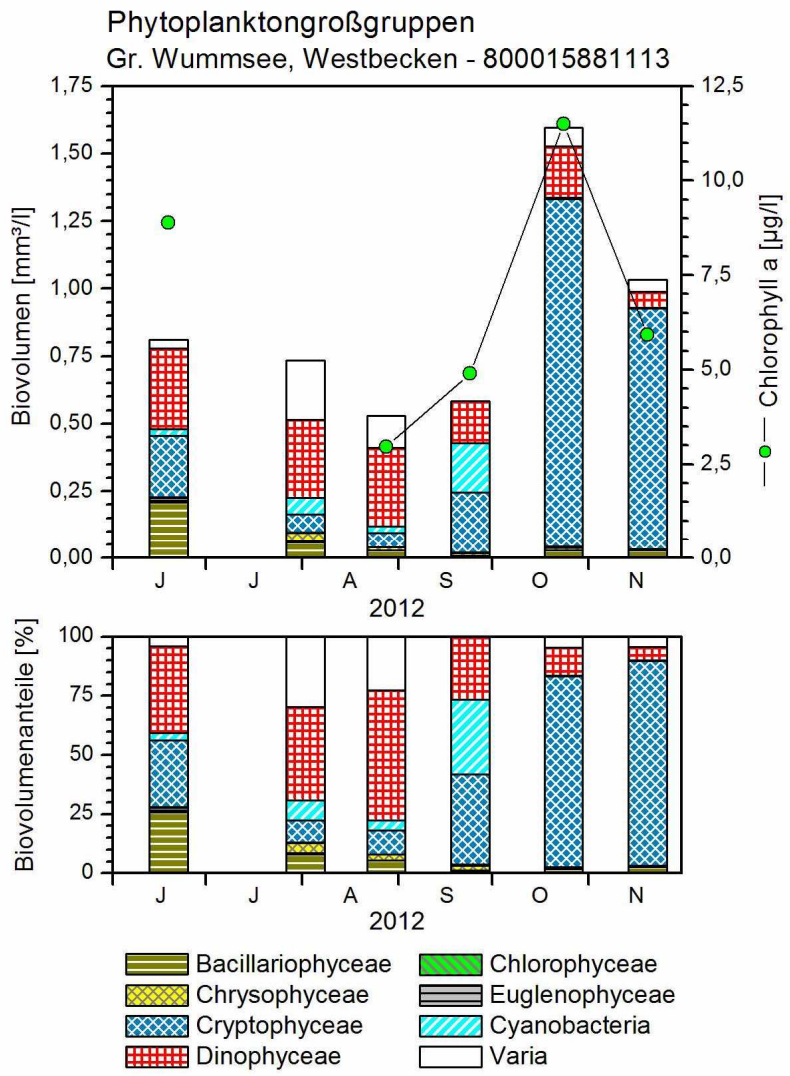

Abb. 6: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Großen Wummsee-Westbecken 2012. Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a. Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens.

5.1.4.3 Großer Wummsee Hauptbecken

Im Hauptbecken des Großen Wummsee wurde zusätzlich zu den beauftragten Probenahmen eine weitere Beprobung im Januar 2013 durchgeführt. Wegen der Vergleichbarkeit mit den anderen Seen werden die entsprechenden Werte in die folgenden Mittelwertberechnungen jedoch nicht mit einbezogen.

Das Hauptbecken des Großen Wummsee wies im Sommer eine stabile Temperaturschichtung auf (Seetyp 13). Im Juni reichte das Epilimnion bis etwa 5 m, die Sprungschicht lag zwischen 5 und 8 m. Die Sauerstoffsättigung zeigte im Juni in 8 m Wassertiefe ein schwach ausgeprägtes metalimnisches Maximum und fiel dann kontinuierlich ab, betrug über Grund jedoch noch 38 %. Anfang August war das metalimnische Maximum mit knapp 140 %

Sättigung weiter ausgeprägt. Noch deutlicher war es beim pH-Wert, der hier mit 9,7 um 0,6 Einheiten höher lag als im Oberflächenwasser. Direkt über Grund war der Sauerstoff jetzt aufgezehrt. Im September war das Sauerstoffmaximum in der nur wenig abgesunkenen Sprungschicht nur noch gering ausgeprägt. Ab etwa 25 m konnten jetzt nur noch unter 5 % Sauerstoffsättigung gemessen werden. Im Oktober war die Sprungschicht um einen weiteren Meter abgesunken, aber noch immer sehr stabil. Ab 23 m fiel die Sauerstoffsättigung unter 5 %. Bei einer Oberflächenwassertemperatur von 7,4 °C hatte sich im November das Epilimnion auf 15 m Wassertiefe ausgedehnt und wies deutliche Sauerstoffuntersättigung (SSI = 80 %) auf. Ab 20 m Wassertiefe betrug die Sättigung unter 5 %, und in der Probe über Grund wurde leichter H_2S-Geruch festgestellt. Kritische Redoxpotentiale wurden jedoch zu keinem Zeitpunkt gemessen. Mitte Januar zeigte sich der Wasserkörper bei einer Temperatur von 3,7 °C vollständig durchmischt (Sauerstoffsättigung: um 80 %).

Der Große Wummsee ist in seinem Hauptbecken mit einem mittleren Säurebindungsvermögen von 1,9 mmol l^{-1} nur mäßig gepuffert. Der maximale pH-Wert (9,7) wurde Anfang August im Metalimnion gemessen, der geringste im Oberflächenwasser gemessene pH-Wert lag bei 7,7 (September). Auch im Tiefenwasser fiel der pH-Wert nicht unter 7.

Die Leitfähigkeit betrug im Oberflächenwasser im Mittel 252 µS/cm und zeigte nur sehr geringe Schwankungen.

Mit einem mittleren Wert von 6,3 m lagen die Sichttiefen auch 2012 im Großen Wummsee sehr hoch (Minimum 5,0 m Ende August, Maximum 8,5 m im November). Die Chlorophyll-a-Konzentrationen waren mit einem Mittelwert von 6,4 µg l^{-1} sehr gering (Maximum in 2012: 7,4 µg l^{-1} August bis September, Minimum: 3,7 µg l^{-1} im Oktober. Bei der zusätzlich im Januar durchgeführten Beprobung, die nicht in die Mittelwertberechnung einbezogen wurde, wurde ein Chlorophyll-Wert von 8,9 µg l^{-1} gemessen.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen (Mittelwert 2012: 0,020 mg l^{-1}) in der euphotischen Zone nahmen ab Anfang August beständig ab. Mit absinkendem Metalimnion stiegen sie ab Oktober wieder an und erreichten zur winterlichen Vollzirkulation im Januar 2013 das Maximum von 0,034 mg l^{-1}. Gelöster reaktiver Phosphor erreichte zu keinem Zeitpunkt eine nennenswerte Konzentration.

Über Grund lagen die Gesamtphosphorkonzentrationen bis Anfang August in einem ähnlichen Bereich wie in der euphotischen Zone, waren dann aber Ende August sprunghaft auf 0,084 mg l^{-1} angestiegen und erreichten im November den gemessenen Maximalwert von 0,112 mg l^{-1}.

Die gemessenen Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen stets unter 1 mg l^{-1} (Mittelwert 2012: 0,60 mg l^{-1}) und schwankten 2012 zwischen 0,49 und 0,75 l^{-1}. Der Wert zur Vollzirkulation im Januar 2013 lag bei 0,71 mg l^{-1}. Der anorganische Stickstoff bestand in der Schichtungsphase überwiegend aus Ammonium (Mittelwert 2012: 0,039 mg l^{-1}) vor. Zur Vollzirkulation im Januar überwog das Nitrat und erreichte das gemessene Maximum (0,130 mg l^{-1}, Mittelwert 2012: 0,017 mg l^{-1}).)

Gelöstes Silizium war wenn auch nur in recht geringen Konzentrationen stets vorhanden (Minimum, 1,6, Maximum 2,5, Mittelwert 2012: 2,1 mg l^{-1}).

Das Hauptbecken des Großen Wummsees wurde 2012 als mesotroph 1 (TI = 2,0) eingestuft.

Phytoplankton des Großen Wummsees im Hauptbecken 2012

Zwischen Mitte Juni und Mitte November 2012 wurden 6 tiefenintegrierte Mischproben (jeweils 0-12 bis 0-21 m) entnommen. Das mesotrophe Hauptbecken wies 2012 sehr ähnliche Planktongehalte wie das Westbecken auf (Mittel aller Monate: 6,0 µg l^{-1} Chl.a und 0,7 $mm^3 l^{-1}$ Biovolumen), zeigte jedoch ein deutlich anderes Planktonmuster der dominanten Arten. Es herrschte deutlich eine Art aus der Gruppe der nostocalen Cyanobakterien (Blaualgen) vor, in dieser Dominanz ungewöhnlich für diesen nährstoffarmen See (Abb. 8).

Das Hauptbecken des Großen Wummsees wird während des gesamten Untersuchungszeitraums deutlich von *Anabaena cf. flos-aquae* geprägt (nostocale Cyanobakterien). Ihr Anteil an der Gesamtbiomasse schwankt zwischen 35 % Anteil im Juni, sehr hohen Anteilen von Juli bis Oktober (69 bis 90 % Anteil) und 32 % Anteil im November. Die vegetativen Zellen dieser gefundenen Art sind meist kugel- und halbkugelförmig (ca. 4,5 – 5,5 µm Dicke), was für die Art *Anabaena flos-aquae* spricht, teils aber auch oval, so dass die Art nicht eindeutig identifiziert ist (Abb. 7).

Anabaena-Arten können in erhöhter Dichte auch bei geringen Nährstoffkonzentrationen vorkommen (eigene Untersuchungen und REYNOLDS 2006). *Anabaena* bevorzugt wie viele andere Nostocales aufgrund des Besitzes von Gasvakuolen (Fähigkeit zur Vertikalwanderung) stabil geschichtetete Seen, kann Dauerzellen bilden und ist durch Fische schlecht fressbar. *Anabaena flos-aquae* ist im Rahmen der WRRL nach MISCHKE et al. (2008) im Flachland keine Indikatorart.

Neben *Anabaena cf. flos-aquae*, die trophisch nicht eindeutig einzuordnen ist, sind im Hauptbecken im Gegensatz zum Westbecken Arten mit höherer Trophie-Indikation deutlich weniger präsent. Dagegen finden sich viele der Arten des Westbeckens mit geringen Nährstoffansprüchen auch hier wieder, so aus der Gruppe der Chrysophyceen *Dinobyon divergens und Bitrichia chodatii*, zudem die Sammelgruppe „*Erkenia subaequiciliata / Chrysochromulina parva*", das möglicherweise auch zu den Goldalgen zu zählen ist (s.o. Westbecken). Bei den Chlorophyceen finden sich *Willea vilhelmii* und *Quadrigula pfitzeri*, bei den Cyanobakterien *Anabaena lemmermannii* und bei den Dinophyceen *Peridinium willei*. Die genannten Gold- und Grünalgen weisen wie im Westbecken sehr geringe Abundanzen auf.

Bacillariophyceen waren nur im Juni bis August in etwas erhöhter Dichte zu finden, vor allem als kleinere centrische Formen 5 bis 15 µm Größe. Die Cryptophyceen, die vor allem durch die Artengruppe *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus* geprägt wurden, dominierten anders als im Westbecken in geringer Anzahl nur im November (Abb. 8).

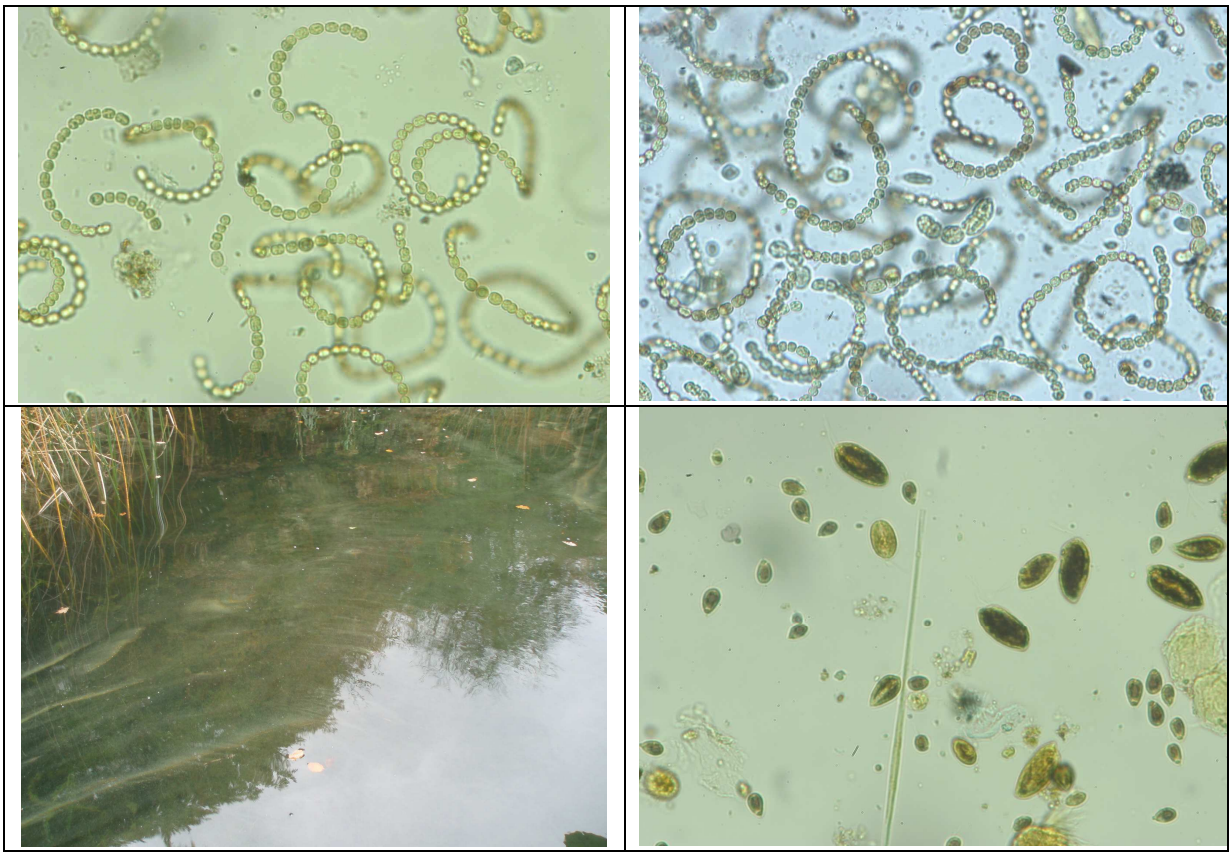

Abb. 7: ***Anabaena cf. flos-aquae*** im Großen Wummsee-Hauptbecken 2012. **Oben links**: Probe vom 24.9.2012 aus der Schöpfprobe an der tiefsten Stelle aus der euphot. Zone (Planktonkammerhöhe 100 mm, 250facher Vergr.). **Oben rechts**: Probe vom 24.10.2012 aus einer Schöpfprobe südlich der Insel „Kleiner Horst" inmitten angetriebener *Anabaena cf. flos-aquae*-Flocken (etwa 1 ha Größe, Schlierenbildung) (Planktonkammerhöhe 5 mm, 250facher Vergr.). **Unten links**: Ufer südl. Kleiner Horst: Schlierenbildung durch *Anabaena cf. flos-aquae* (24.10.2012). **Unten rechts**: Vergleich zum Hauptbecken: Phytoplankton des Westbeckens vom 24.10.2012 (250fache Vergr.).

Die Profundaldiatomeen des Hauptbeckens vom 24. September 2012 wurden zu großen Teilen von ähnlichen dominanten Taxa geprägt wie das Westbecken, jedoch in anderen Anteilen. Es dominierte deutlich die euryöke Art *Stephanodiscus minutulus* (47 % Anteil), daneben mit *Cyclotella ocellata* (25 % Anteil), eine Art, die im Westbecken nur in einem Exemplar (von 400 Schalen) gefunden wurde. Desweiteren waren *Cyclotella comensis* (13 % Anteil) und *Cyclotella radiosa* (8 % Anteil) häufiger azutreffen.

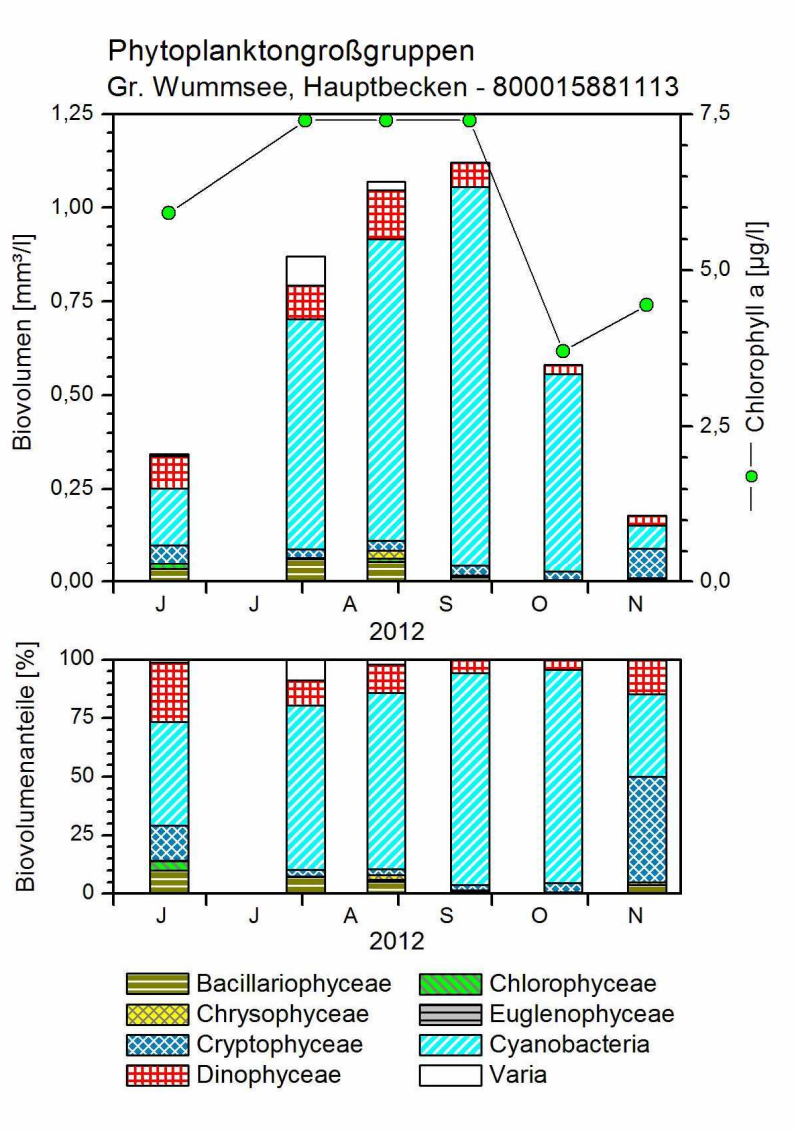

Abb. 8: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Großen Wummsee-Hauptbecken 2012. Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a. Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens.

5.2 Ergebnisse Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF)

5.2.1 Vorbemerkungen

An allen Probestellen wurden einmalig im Herbst 2012 Sedimentkerne erbohrt, der oberste Zentimeter des Profundalsediments beprobt und bezüglich der planktischen Diatomeen mikroskopisch analysiert. Die Artenliste und Ermittlung des DI-PROF spiegelt deutlich die unterschiedlichen trophischen Verhältnisse in den einzelnen Seen wieder (siehe folgendes Kap.). Die Arten jedes Sees sind im Anhang in Kap. 12.3 aufgelistet (Beschreibung der dominanten Taxa siehe Kap. 5.1 bei jedem See).

5.2.2 Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF)

Anhand der Ergebnisse der Zählung der Schalenpräparate wurde der Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF) ermittelt.

Alle Seen des Wummseegebiets erreichten Werte für den DI-PROF im Bereich 2,1 – 2,6, wobei der Gr. Wummsee in beiden untersuchten Becken mit 2,1 die deutlich geringsten Werte aufwies. Der Heilige See in Potsdam mit einem Wert von 3,0 und der Caputher See mit 3,5 erreichten höhere DI-PROF-Werte (Tab. 8).

Tab. 8: DI-PROF von 5 Probestellen in 4 Seen Brandenburg 2012. (*): Der Kleine Wummsee ist aufgrund seiner geringen Fläche von 5,7 ha nur eingeschränkt bewertbar.

Seename	See-typ	H/G	DI-PROF	Bewertung DI-PROF= DI-PROF-Note	Bewertung DI-PROF verbal	Bewertung DI-PROF stufig	Beprob.-Datum
Großer Wummsee Hauptbecken	13	1,75	2,08	2,16	gut	2	24.09.12
Großer Wummsee Westbecken	13	1,75	2,08	2,17	gut	2	24.09.12
Kleiner Wummsee (*)	14	2,5	2,61	(1,72)	(gut)	(2)	24.09.12
Heiliger See Potsdam	10	2,25	2,95	2,90	mäßig	3	18.09.12
Caputher See	10	2,25	3,46	3,91	unbefriedig.	4	18.09.12

5.2.3 Seenbewertung anhand des Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF)

Anhand des Diatomeen-Profundal-Indexes (DI-PROF) wurde nach SCHÖNFELDER 2006 (siehe auch MISCHKE et al. 2008) eine Seenbewertung durchgeführt (Einstufung der Seen in eine ökologische Zustandsklasse = „Bewertung DI-PROF", Tab. 8).

Strenggenommen können nach MISCHKE et al. (2008) nur Seen > 50 ha bewertet werden, weil nur diese Seegröße im Eichsatz enthalten sind. Der Heilige See Potsdam (35 ha) ist etwas kleiner und ist daher nahezu uneingeschränkt zu bewerten. Der Kleine Wummsee ist mit 5,7 ha deutlich kleiner und daher sehr eingeschränkt zu bewerten.

Alle Seen des Wummseegebietes wurden als „**gut**", der Heilige See in Potsdam als „**mäßig**" und der Caputher See als „**unbefriedigend**" eingestuft, wobei die Bewertung des Kleinen Wummsees sehr eingeschränkt gilt. Trotz des geringsten DI-PROF aller 5 Probestellen erhielt dieser See aufgrund der anderen Seetypisierung eine höhere Bewertung als der Große Wummsee (Tab. 9). Die dominanten Arten im Kleinen Wummsee unterschieden sich zudem deutlich von den Arten des Großen Wummsees (Kap. 5.1).

5.3 Ergebnisse zum Phyto See Index (PSI)

5.3.1 Vorbemerkungen

Alle 5 Probestellen wurden gemäß der EU-Wassserrahmenrichtlinie mit dem Auswertungsprogramm **PhytoSee 4.0** (siehe Methodik Kap. 4.5) bewertet. Die Bedingungen für die Ermittlung des PSI wurden i.d.R. erfüllt, d.h. die Anzahl der Proben in entsprechenden Monaten und die Anzahl der Indikatorarten waren ausreichend. Nur die Seegröße entsprach bei 2 der 5 Seen nicht den Anwendungskriterien: Wie bei der DI-PROF-Ermittlung können strenggenommen nach MISCHKE et al (2008) nur Seen > 50 ha bewertet werden, weil nur diese Seegröße im Eichsatz enthalten ist. Der Heilige See Potsdam (35 ha) ist etwas kleiner und ist daher trotzdem nahezu uneingeschränkt zu bewerten. Der Kleine Wummsee ist mit 5,7 ha deutlich kleiner und daher nur sehr eingeschränkt nach diesem System zu bewerten.

5.3.2 Ergebnisse Gesamtindex PSI

Die PSI-Berechnung der 5 Seestellen Brandenburg 2012 ergab folgende ökologische Einstufung (Tab. 9):

- Der **Große Wummsee** wurde ohne den DI-PROF im Hauptbecken „**sehr gut**" an der Grenze zu „gut" und im Westbecken „**gut**" bewertet. Bei Mitberücksichtigung des DI-PROF zeigt sich in beiden Becken eine leichte Erhöhung, was im Hauptbecken in die neue Bewertungsklasse „**gut**" an der Grenze zu „sehr gut" mündet.

- Der **Heilige See Potsdam** wurde als „**mäßig**" eingestuft. Bei Mitberücksichtigung des DI-PROF gab es nahezu keine Änderungen.

- Der **Kleine Wummsee** und der **Caputher See** wurden ohne DI-PROF als **„unbefriedigend"** bewertet. Bei Mitberücksichtigung des DI-PROF änderte sich die Bewertung nur im Kleinen Wummsee signifikant hin zu „mäßig". Im Caputher See ist der Großteil des Sees (mind. 70 % der Fläche) maximal 5 – 6 m tief. Dieser Fächenbereich ist eher poly- als dimiktisch, so dass der Caputher See auch als Seesubtyp 11.1 angesehen werden kann. Der PSI bei diesem Typ wäre **4,2**. Dieser Wert erscheint mir für diesen blaualgendominierten Flachsee realistischer als die bei Typ 10.1 und 10.2 nahe zu „mäßig" liegenden Werte 3,6 und 3,7.

5.3.3 Ergebnisse Teilindices des PSI

Die **vier Teilmetrics**, aus denen sich der PSI zusammensetzt (Biomasse, Algenklassen, PTSI-Bewertung, DI-PROF-Note) und die bei der Berechnung des PSI unterschiedlich gewichtet werden (siehe Methodik Kap. 4.5), können auch einzeln einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet werden. Dabei zeigt sich meist eine große Heterogenität zwischen einzelnen

Metrics eines Sees, vor allem bei den eutrophierteren seen Kl. Wummsee, Caputher See und Heiliger See Potsdam (Tab. 10).

Tab. 9: PSI (Phyto-See-Index) für 5 Probestellen in 4 Seen in Brandenburg-2012. Der Heilige See Potsdam und Caputher See wurden jeweils als Seesubtyp 10.1 und 10.2. bewertet.

Typ-Nr	Gewässername	PSI **ohne** DI-PROF + verbale 5stufige Gesamtbewertung		PSI **mit** DI-PROF	Beprobung konform?
13	Großer Wummsee Hauptbecken	1,5	sehr gut	1,6	incl. Novemberprobe
13	Großer Wummsee Westbecken	2,1	gut	2,1	incl. Novemberprobe
14	Kleiner Wummsee	3,5	unbefried.	3,3	incl. Novemberprobe
10.1	Heiliger See Potsdam	2,8	mäßig	2,8	incl. Novemberprobe
10.1	Caputher See	3,7	unbefried.	3,8	incl. Novemberprobe
10.2	Heiliger See Potsdam	2,6	mäßig	2,7	incl. Novemberprobe
10.2	Caputher See	3,6	unbefried.	3,6	incl. Novemberprobe

Erwartungsgemäß ist der Biomasse-Metrik wegen seiner starken Wichtung dem Gesamtindex PSI sehr ähnlich (Abweichung max. 0,7 Punkte bzw. 1 Klasse). Auffällig sind dagegen größere Abweichungen bei den anderen Metrics. Dabei zeigt sich im Vergleich mit dem PSI in der Tendenz deutlich eine bessere Bewertung durch den Algenklassenmetric und eine schlechtere Bewertung durch den PTSI. Die DI-PROF-Note liegt dazwischen. Die Abweichungen der Teilmetrics vom Gesamtindex, besonders beim Algenklassenmetric, zeigt sich auch in vielen anderen Seen der letzten Jahre (u.a. ARP & KOPPELMEYER 2011, ARP & MAIER 2012, TÄUSCHER et al. 2010).

Tab. 10: PSI (Phyto-See-Index) und Einzelmetrics für 5 Seestellen in 4 Seen in Brandenburg-2012. - Anmerkungen: Die Di-Prof-Note ist fakultativ. PTSI = Phytoplankton-Taxa-Seen-Index .

Typ-Nr	Gewässername	PSI ohne DI-PROF	PSI **mit** DI-PROF	Biomasse-Metric	Algen-klassen-Metric	PTSI-Be-wertung	DI-PROF-Note
13	Großer Wummsee Hauptbecken	1,5	1,6	1,5	1,8	1,1	2,2
13	Großer Wummsee Westbecken	2,1	2,1	1,9	1,2	2,8	2,2
14	Kleiner Wummsee	3,5	3,3	3,5	2,3	4,8	1,7
10.1	Heiliger See Potsdam	2,8	2,8	2,8	1,2	4,4	2,9
10.1	Caputher See	3,7	3,8	4,3	2,1	4,8	3,9
10.2	Heiliger See Potsdam	2,6	2,7	2,8	1,2	3,9	2,9
10.2	Caputher See	3,6	3,6	4,3	2,1	4,3	3,9

6 Zusammenfassende Bewertung

6.1 Bewertung der 2012 in Brandenburg untersuchten Gewässer anhand der Trophie nach LAWA

6.1.1 Aktuelle Trophiesituation 2012

Von den vier im Jahr 2012 untersuchten Seen wurde der Große Wummsee im Hauptbecken noch als mesotroph 1 und im Westbecken als mesotroph 2 eingestuft. Der Kleine Wummsee wurde noch mit eutroph 1 bewertet. Hier sind abnehmende Werte von West nach Ost erkennbar (Abb. 9).

Ebenfalls als mesotroph 2, jedoch mit einem etwas höheren Trophieindex, wurde der Heilige See in Potsdam bewertet. Der Caputher See fiel mit einem geringfügig höheren Trophieindex in die Stufe eutroph 2 (Abb. 10).

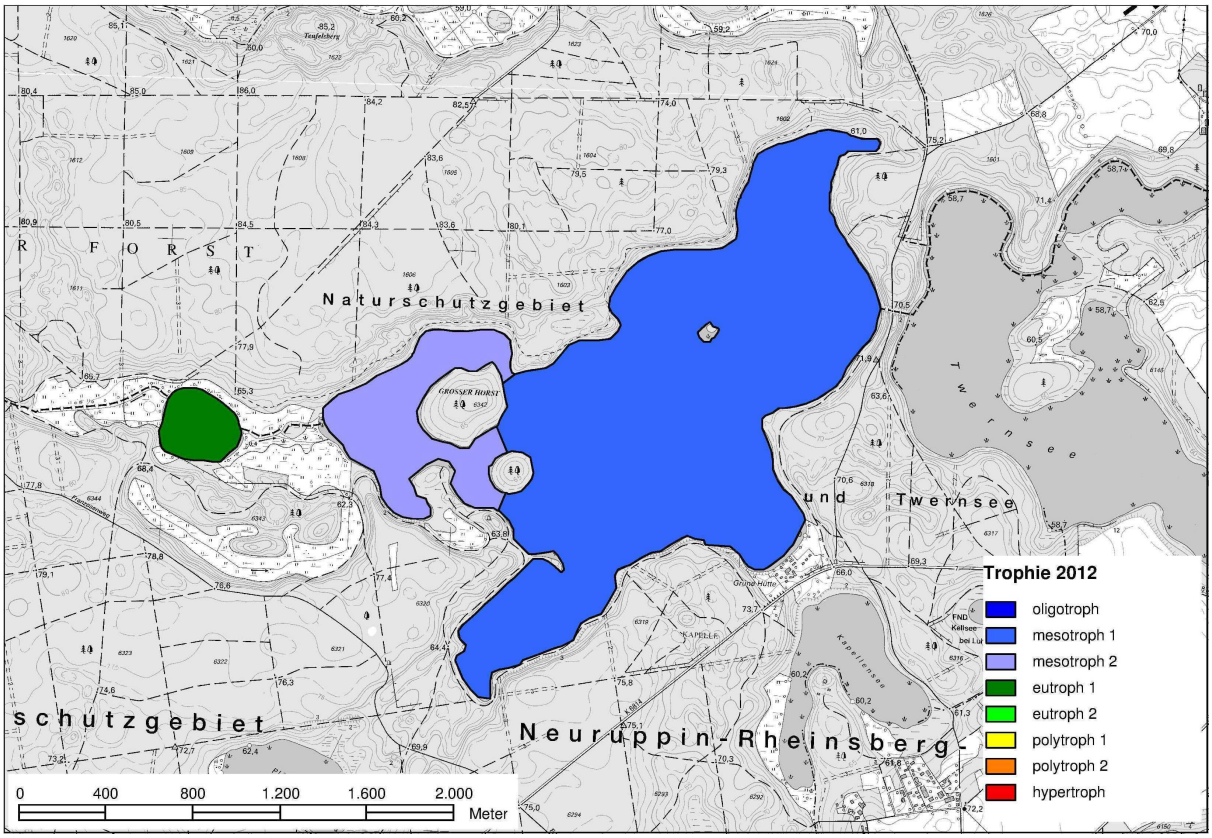

Abb. 9: Wummseegebiet mit Großem und Kleinem Wummsee und farblicher Markierung der Trophie für 2012 nach LAWA 1999.

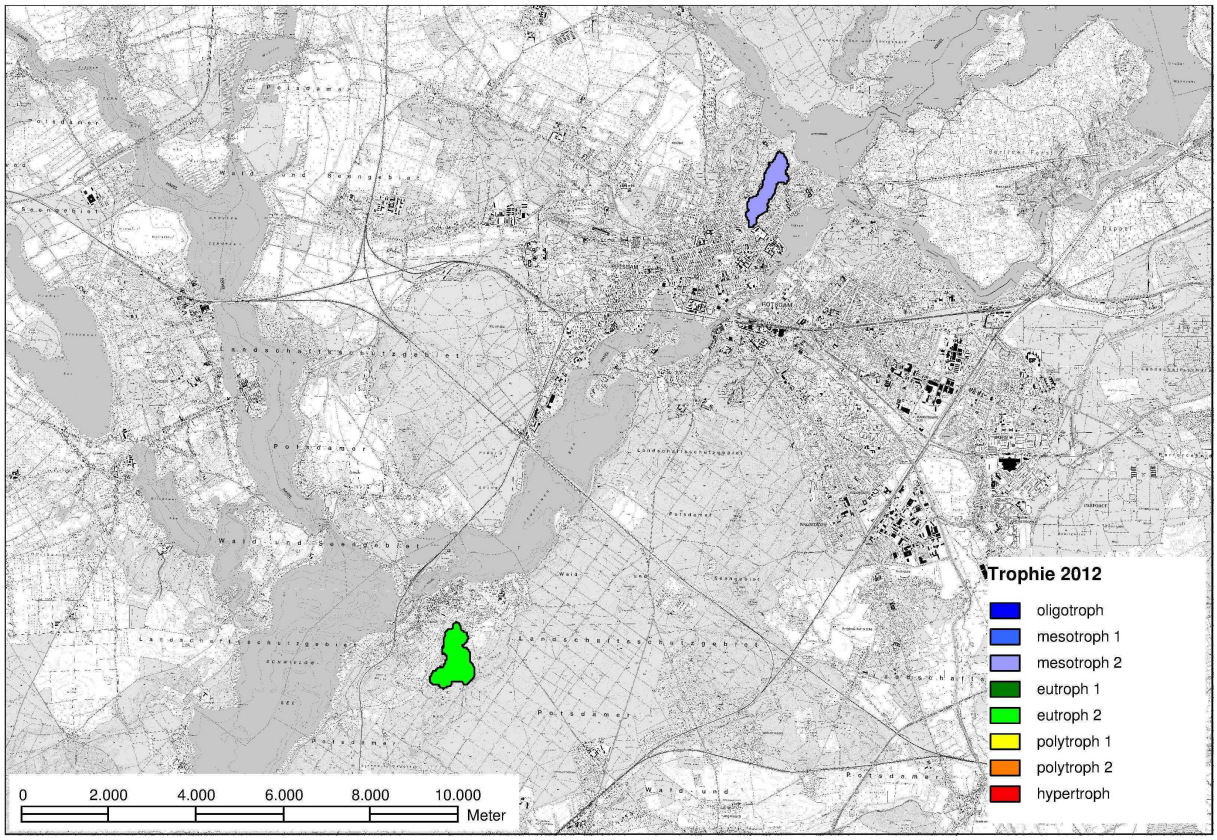

Abb. 10: Caputher See und Heiliger See Potsdam mit farblicher Markierung der Trophie für 2012 nach LAWA 1999.

6.1.2 Vergleich mit früheren Jahren

Die deutlichste Veränderung ist für den Kleinen Wummsee zu verzeichnen. Hier war bereits von 1999 bis 2001 ein Wechsel von mesotroph 2 nach eutroph 1 zu verzeichnen. Bis 2012 ist der Trophieindex noch weiter gestiegen, so dass dieser See an der Grenze zu eutroph 2 steht.

Während der Große Wummsee im Westbecken seit 2001 etwa gleichgebliebene Trophieverhältnisse (mesotroph 2) aufweist, ist für das Hauptbecken für 2012 ein höherer Trophieindex als zuvor ermittelt worden, womit das Hauptbecken jetzt an der Grenze zu mesotroph 2 steht.

Während der Caputher See gegenüber der letzten Untersuchung aus dem Jahr 2009 keine wesentliche Veränderung zeigt, hat sich die Trophie im Heiligen See in Potsdam im gleichen Zeitraum von eutroph 1 nach mesotroph 2 verringert.

6.2 Bewertung der 2012 untersuchten Seen im Vergleich mit früheren Untersuchungen

6.2.1 Caputher See

Der Caputher See ist ein seit Jahrzehnten stark eutrophiertes Gewässer. In den letzten Jahren hat sich sein Zustand jedoch deutlich verbessert.

In Tab. 11 sind für die Monate Juni bis Oktober, die sowohl in den Jahren 1992 bis 1996 als auch 2009 und 2012 untersucht wurden, die Mittelwerte für Sichttiefe, Chlorophyll a sowie Gesamtphosphor, Phosphatphosphor und Gesamtstickstoff aufgeführt. Die sommerlichen Gesamtphosphorkonzentrationen haben sich seit den 90er Jahren mehr als halbiert, gelöster Phosphatphosphor, der in den 1990er Jahren im sommerlichen Epilimnion noch in deutlichen Konzentrationen gemssen wurde, konnte 2009 und 2012 kaum noch festgestellt werden. Der Gesamtstickstoff hat sich gegenüber den 1990er Jahren weniger deutlich verringert. Die Chlorophyllkonzentrationen haben um etwa ein Drittel abgenommen, die mittlere sommerliche Sichttiefe hat zugenommen. Die beiden Jahre 2009 und 2012 zeigen ein sehr ähnliches Bild, der Zustand des Caputher Sees scheint sich auf diesem Niveau stabilisiert zu haben..

Tab. 11: Vergleich der Mittelwerte **Juni bis Oktober** und der Trophie der 1990er Jahre (1992-1996) sowie 2009 und 2012 für den **Caputher See**.
ST - Sichttiefe, Chl a - Chlorophyll a, TP - Gesamt-Phosphor, PO_4-P - gelöster reaktiver Phosphor, TI - Trophie-Index

Jahr	ST m	Chl a µg/l	TP mg/l	PO_4-P mg/l	TN mg/l	BV mm^3/l	PSI	TI	Trophie	Quelle
1992-1996*	0,68	62	0,058	0,027	1,3			3,7	polytroph 1	GUG E.V. 1997
2009**	1,0	35	0,046	0,004	1,7	-	-	3,1	eutroph 2	ARP & KOPPELMEYER 2010
2012**	1,0	42	0,034	0,003	1,0	8,6	3,7	3,1	eutroph 2	diese Untersuchung

* Mittelwerte der Sommermittelwerte der vier Jahre, Proben aus 0,5 m Wassertiefe
** integrierte Proben aus der euphotischen Zone

Trotz dieser deutlichen Verringerung der Trophie hat sich die Zusammensetzung des Phytoplanktons seit den 1990er Jahren jedoch kaum verändert. Feinfädige Cyanobakterien, die bereits 1994 und 1997 das Phytoplankton dominierten (eigene Untersuchungen ARP), bestimmten auch 2012 das Bild des Phytoplanktons. Die Dominanz dieser feinfädigen Algen, (Nostocales und Oscillatoriales) scheint sehr stabil zu sein. Die Klassifizierung nach dem Phyto-See-Index (PSI) spiegelt daher eher den früheren Zustand des Caputher Sees wider und fiel entsprechend unbefriedigend aus (3,7; Klasse 4 von 5 Klassen). Die Klassifizierung nach den Profundaldiatomeen (DI-PROF) ergab mit 3,9 sogar einen noch schlechteren Index (Klasse 4) und zeigt, daß auch bei den nur subdominant auftretenden Kieselalgenarten noch keine Artverschiebung hin zu einer geringeren Trophie stattgefunden hat. Der Caputher See weist über der tiefsten Stelle im nördlichen Bereich im Sommer zwar eine stabile Temperaturschichtung auf, etwa ¾ der Seefläche sind jedoch flacher als 6 m und werden auch im Sommer ständig durchmischt. Dieser polymiktische Charakter der Stoffumsätze im

Caputher See wird u.a. an dem hohen Quotienten Chl.a/Gesamtphosphor deutlich, der hier etwa viermal so hoch liegt wie im Heiligen See oder im Großen Wummsee, und auf eine effektive Ausnutzung des Phosphors durch die vorhandenen Algen anzeigt.

In polymiktischen Seen dieses trophischen Typs, insbesondere bei Dominanz von fädigen Blaualgen, wird bei genügend Lichtdargebot Phosphor meist effizient in Algenbiomasse umgesetzt. Selbst bei weiterer Phosphorreduzierung gibt es in diesen Seen kaum Veränderungen der Dominanz der fädigen Blaualgen, wie am Beispiel Großer Seddiner See oder auch in Seen im Scharmützelseegebiet zu sehen ist, da die Blaualgen die abnehmenden Phosphorgehalte durch eine effizientere P-Ausnutzung kompensieren (NIXDORF et al. 2009). Dies bedeutet, dass die fädigen Blaualgen, die unter polymiktischen Bedingungen sehr konkurrenzstark sind und zudem durch die zunehmenden milden Winter gefördert werden, erst bei sehr deutlicher Phosphorreduzierung teilweise sogar erst bei der Etablierung und Ausdehnung von submersen Makrophyten spürbar zurückgehen werden, wie das Beispiel Rangsdorfer See zeigt. In diesem See führte ein winterliches Fischsterben, was einer natürlichen Biomanipulation entspricht, zu einer deutlichen Zunahme der submersen Makrophyten und dem Verschwinden der fädigen Blaualgen (ARP & KOPPELMEYER 2012).

6.2.2 Heiliger See Potsdam

Der im Potsdamer Stadtgebiet liegende Heilige See ist grundwassergespeist und weist im Sommer eine stabile Temperaturschichtung auf.

In Tab. 12 sind die Sommermittelwerte (Juni bis September) für die 1990er Jahre (1993-1996) sowie 2009 und 2012 aufgeführt. Während die Chlorophyll-a-Konzentrationen in einem ähnlichen Bereich liegen, haben die Sichttiefen sich tendenziell etwas verringert. Deutlich verringert sind die Konzentrationen des sommerlichen Gesamtphosphors gegenüber den 1990er Jahren. Im Gegensatz zu den 1990er Jahren wurde jetzt im Sommer kaum gelöster Phosphatphosphor gemessen. Anders beim Stickstoff: Die Gesamtstickstoffkonzerntrationen lagen in den letzten Jahren höher als in den 90er Jahren, das sommerliche TN/TP-Verhältnis, das in den 1990er Jahren noch unter 10 (9,5) lag, liegt jetzt mit 23 (Mittelwert beider Sommermittelwerte) mehr als doppelt so hoch.

Die Abnahme der Phosphorgehalte in den letzten 15-20 Jahren wird dadurch erhärtet, dass die Proben in den 1990er Jahren aus dem Epilimnion und 2009 und 2012 aus der euphotischen Zone, die oft im Sommer bis ins untere Metalimnion reicht, entnommen wurden. In Seen dieses Typs mit relativ geringer Tiefe, stabiler Schichtung und leicht erhöhter Trophie bilden sich innerhalb der Sprungschicht bei gleichzeitig erhöhten Phosphorgehalten oft Tiefenchlorophyllmaxima (DCM), im Heiligensee sowohl in den 1990er Jahren (eigene Beonbachtungen) als auch 2012 (Daten zu 2009 liegen nicht vor). Stark erhöhte Phosphorgehalte im Metalimnion (Messungen gibt es dazu aus den 1990er Jahren und 2009) bedeuten bei einer Probenahme aus der euphotischen Zone höhere Phosphorgehalte als bei Entnahme aus dem Epilimnion. Daß sich die erhöhten Phosphorgehalte der euphotischen Zone 2009 und 2012 im Mittel nicht in einem Chl.a-Anstieg widerspiegeln, ist damit zu erklären, dass im Metalimnion, inbesondere im unteren Teil das Licht oft der begrenzende

Faktor des Phytoplanktonwachstums ist und das DCM meist in einer eng begrenzten Schicht liegt (2012 zwischen 8 und 8,5 m).

Die Unterschiede zwischen den Jahren 2009 und 2012 waren außer beim PSI, der 2009 einen deutlich schlechteren Zustand anzeigte (Disk. siehe unten), vergleichsweise gering.

Mit einem Trophieindex von 2,5 befindet sich der Heilige See jetzt im Übergang zum vom schwach eutrophen zum mesotrophen Zustand (m2). Bei zwar geschichteten, aber relativ flachen Seen wie dem Heiligen See können die Stoffumsätze und die Planktonzönosen allerdings wetterbedingt von Jahr zu Jahr relativ große zufällige Schwankungen zeigen.

Tab. 12: Vergleich der Mittelwerte und der Trophie der 1990er Jahre (1993-1996) sowie 2009 und 2012 (**jeweils Juni bis September**) für den **Heiligen See in Potsdam** (TI- und PSI-Berechnung von Daten aus gesamtem Jahr). Als Planktontyp für den PSI wurde 2009 Typ 13 und 2012 Typ 10.1 verwendet.
ST - Sichttiefe, Chl a - Chlorophyll a, TP - Gesamt-Phosphor, PO_4-P - gelöster reaktiver Phosphor, BV - Phytoplanktonbiovolumen, PSI – Phyto-See-Index 4.0 (ohne DI-PROF), TI - Trophie-Index

Jahr	ST m	Chl a µg/l	TP mg/l	PO_4-P mg/l	TN mg/l	BV mm^3/l	PSI	TI	Trophie	Quelle
1993-1996*	3,2	12	0,077	0,040	0,71	-	-	2,6	eutroph1 (e1)	GUG E.V. 1997
2009**	2,0	13	0,045	0,010	1,0	6,1	4,1	2,9	eutroph 1 (e1)	ARP & KOPPELMEYER 2010 (Plankton, PSI: IaG GmbH)
2012**	2,7	10	0,039	0,007	1,0	2,1	2,8	2,5	mesotroph 2 (m2)	diese Untersuchung

* Mittelwerte der Sommermittelwerte der vier Jahre, Proben aus 0,5 m Wassertiefe
** integrierte Proben aus der euphotischen Zone

Beim Vergleich zu 2012 waren 2009 die Plankton-Biovolumin der mikroskopischen Zählung anders als beim Chl.a-Gehalt deutlich höher (fast 3fach). Das Plankton wurde vom IaG GmbH untersucht, mit deutlich höheren Zellvolumina einiger Arten. Der PSI war 2009 aus 2 Gründen deutlich höher als 2012. Zum einen wurde der Heilige See 2009 als **13er Typ**, 2012 als **10er Typ** eingestuft. Zum anderen sind die hohen Biovolumina 2009 auf relativ zu 2012 sehr hohe Zellvolumina zurückzuführen. Dieser mikroskopisch-methodische Unterschied wirkt sich sehr stark auf den PSI-Wert aus, zumal beim 13er Seetyp die Biomasse 4fach bei der PSI-Bestimmung gewertet wird, während beim 10er Typ die Biomasse nur 1fach in Wertung eingeht.

Ob insgesamt die trophischen Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren 2009 und 2012 zufallsbedingt sind oder einen Trend darstellen, bleibt daher abzuwarten.

6.2.3 Großer und Kleiner Wummsee

Innerhalb des FFH-Gebietes „Wummsee und Twernsee", das in etwa deckungsgleich mit dem gleichnamigen Naturschutzgebiet ist, ist der Große Wummsee als nährstoffarmer Klarwassersee mit ausgeprägten Rasen von Characeen (Armleuchteralgen) und insgesamt

hoher Vielgestaltigkeit der submersen Makrophyten von besonderer Bedeutung. Der Wummsee gehört zu den tiefsten und klarsten Seen in Brandenburg und besitzt höchste Schutzpriorität (SCHÖNFELDER 2000, SCHÖNFELDER et al. 1997).

Im Winter 2011/12 wurde eine für diesen Klarwassersee ungewöhnliche Blaualgenblüte mit deutlich sichtbarer Flocken- und teils auch Schlierenbildung beobachtet. Im Januar 2012 wurden daraufhin am Ostufer Phytoplanktonproben entnommen und mikroskopisch untersucht. Als dominierende Gattung wurde *Anabaena* aus der Gruppe der nostocalen Blaualgen bestimmt (eigene Untersuchungen, ARP). Die vorliegenden limnochemischen und planktologischen Untersuchungen im Großen und Kleinen Wummsee sollten u.a. dazu beitragen, die Ursache für diese Besorgnis erregende Beobachtung aufzuklären. Dabei kann der Vergleich mit älteren Untersuchungen dazu beitragen, diese Veränderungen einzuordnen. Für das Hauptbecken des Großen Wummsees liegen für die Jahre 1995 bis 2002, sowie für 2009 Untersuchungen in ausreichender Dichte vor.

6.2.3.1 Limnochemie im Vergleich mit früheren Jahren

Im **Hauptbecken** zeigt der Große Wummsee eine Erhöhung der Trophie seit den 90er Jahren (Tab. 13). Die mittleren sommerlichen Gesamtphosphorkonzentrationen erhöhten sich um etwa 50 %, die Chlorophyllkonzentrationen haben sich sogar verdreifacht. Nur ein Teil dieses Anstiegs könnte auf methodische Veränderungen, wie z. B. die Umstellung auf die Untersuchung einer Mischprobe aus der euphotischen Zone, zurückzuführen sein, denn auch die sommerliche Sichttiefe zeigte durch die Reduzierung von im Mittel 8,1 auf 5,8 m eine Zunahme der sommerlichen Algentrübung an. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen blieben bis 2009 recht konstant. Ob der 2012 beobachtete hohe Wert signifikant ist, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Insgesamt hat sich die Trophiestufe von „oligotroph" (TI 1,4) in den 90er Jahren über einen Trophieindex von 1,6 in den Jahren 2002 und 2009 auf mesotroph 1" (TI 2,0 = Übergang zu „mesotroph 2") verschlechtert, wobei zu beachten ist, dass es seit 2002 große zeitliche Lücken gibt. Die Bewertung anhand des Phytoplanktons hat sich von 1,4 im Jahr 2009 auf 1,5 (2012) nur minimal verschlechtert. Die Bewertung ist somit in beiden Jahren „sehr gut". Die „sehr gute" Bewertung 2012 ist darin zu begründen, dass die Blaualgendominanz nicht mit erhöhter Biomase einherging und zum zweiten die deutlich dominierende Art *Anabaena cf. flos-aquae* keine Indikatorart ist und daher beim Teilmetrik „PTSI" nicht berücksichtigt wurde. Die doppelt höheren Biovolumina (BV) 2009 gegenüber 2012 , trotz nur halb so hoher Chl.a-Werte, sind vermutlich methodisch bedingt (siehe unten folgendes Kap. 6.2.3.2).

Diese Tendenz zur Zunahme der Trophie mit steigenden TP- und Chlorphyllkonzentrationen und abnehmender Sichttiefe ist im **Westbecken** ebenso zu erkennen, wobei 2012 allerdings der Trend unterbrochen ist. Der Anstieg des Trophieindex ist insgesamt weniger deutlich als im Hauptbecken. Durch die Polymixis sind die Stoffumsätze hier weniger gleichmäßig und die Messgrößen schwanken stärker von Jahr zu Jahr.

Tab. 13: Vergleich der Mittelwerte **Juni bis Oktober** und der Trophie der 1990er Jahre*, Anfang der 2000er Jahre* sowie 2009** und 2012** für das **Hauptbecken** des Gr. Wummsees. ST - Sichttiefe, Chl a - Chlorophyll a, TP - Gesamt-Phosphor, TN - Gesamtstickstoff, BV - Phytoplanktonbiovolumen, PSI – Phyto-See-Index 4.0 (ohne DI-PROF), TI - Trophie-Index

Jahr	ST m	Chl a µg/l	TP mg/l	TN mg/l	BV mm^3/l	PSI	TI	Trophie	Quelle
1995*	7,6	1,7	0,015	0,45			1,6	m1	GUG E.V und SCHÖNFELDER et al 1997
1996*	7,3	2,2	0,016	0,51			1,5	o	GUG E.V und SCHÖNFELDER et al 1997
1997*	7,9	1,6	0,012	0,43			-		GUG E.V
1998*	8,9	1,9	0,011	0,43			1,3	o	IAG GmbH
1999*	8,8	1,8	0,012	0,47			1,3	o	IAG GmbH
2000*	7,3	2,1	0,013	0,45			1,4	o	IAG GmbH
2001*	6,9	2,4	0,015	0,46			1,5	m1	IAG GmbH
2002*	5,0	3,2	0,018	0,52			1,6		IAG GmbH
2009**	6,2	3,0	0,015	0,47	1,5	(1,4) ***	1,6	m1	TÄUSCHER et al. 2010
2012**	5,8	6,4	0,019	0,62	0,8	1,5	2,0	m1	diese Untersuchung

* integrierte Probe aus einfacher Sichttiefe
**integrierte Probe aus 2,5facher Sichttiefe
*** Der PSI 2009 ist nur eingeschränkt gültig, wegen nicht ausreichender Anzahl von Indikatorarten.

Tab.14: Vergleich der Mittelwerte **Juni bis Oktober** und der Trophie der 1990er Jahre*, Anfang der 2000er Jahre* sowie 2012** für das **Westbecken** des Großen Wummsees.
ST - Sichttiefe, Chl a - Chlorophyll a, TP - Gesamt-Phosphor, TN - Gesamtstickstoff, BV, TI - Trophie-Index

Jahr	ST m	Chl a µg/l	TP mg/l	TN mg/l	TI	Trophie	Quelle
1996	2,8	6,9	0,018	0,59	-	-	GUG E.V.
1997	4,4	2,6	0,019	0,47	-	-	GUG E.V
1998	4,8	3,3	0,015	0,47	1,9	m1	IAG GmbH
1999	4,6	3,0	0,022	0,54	1,9	m1	IAG GmbH
2000	3,7	3,8	0,017	0,55	2,1	m2	IAG GmbH
2001	3,8	4,0	0,026	0,56	2,2	m2	IAG GmbH
2002	2,5	10,4	0,028	0,68	2,3	m2	IAG GmbH
2012	3,9	7,1	0,020	0,82	2,2	m2	diese Untersuchung

* integrierte Probe aus einfacher Sichttiefe
**integrierte Probe aus 2,5facher Sichttiefe

Der **Kleine Wummsee** zeigte bei über die Jahre recht stark schwankenden Mittelwerten der sommerlichen Gesamtphosphorkonzentrationen, aber deutlich abnehmender Sichttiefe, ebenfalls eine Zunahme seiner Trophie. Da er sich bereits in den 1990er Jahren an der Grenze zum eutrophen Zustand befand, ist er seit 2001 um eine Trophiestufe auf eutroph 1 abgesunken (Tab. 15).

Tab. 15: Vergleich der Mittelwerte **Juni bis Oktober** und der Trophie der Jahre 1997 – 2001* und 2012** für den **Kleinen Wummsee**. (1): nur 3 Proben
ST - Sichttiefe, Chl a - Chlorophyll a, TP - Gesamt-Phosphor, PO_4-P - gelöster reaktiver Phosphor, TN Gesamtstickstoff, BV - Phytoplanktonbiovolumen, PSI – Phyto-See-Index 4.0 (ohne DI-PROF), TI - Trophieindex. (Mittelwerte Juni bis Oktober außer 2012 jeweils nur 3 Proben).

Jahr	ST m	Chl a µg/l	TP mg/l	TN mg/l	TI	Trophie	Quelle
1997	2,5	8,3	0,022	0,45	2,5	mesotroph 2	GUG E.V.
1998	3,7	10,8	0,031	0,53	2,3	mesotroph 2	GUG E.V
1999	3,2	6,0	0,020	0,43	2,2	mesotroph 2	GUG E.V
2001 (1)	1,9	11	0,023	0,40	2,7	eutroph 1	IAG GmbH
2012	1,8	31	0,039	0,76	3,0	eutroph 1	diese Untersuchung

* integrierte Probe aus einfacher Sichttiefe
**integrierte Probe aus 2,5facher Sichttiefe

6.2.3.2 Plankton im Vergleich mit früheren Jahren

Unterschiede zwischen den Becken

Auch in der Zusammensetzung des Phytoplanktons gab es nicht nur zwischen Kleinem und Großem Wummsee sondern auch zwischen Haupt- und Westbecken des Großen Wummsees deutliche Unterschiede.

Anabaena flos-aquae dominierte im Hauptbecken in allen untersuchten Monaten (Juni bis November). Sie erreichte in diesem Zeitraum bei hohen Sichttiefen (Minimum 4,75 m) und geringen Chlorophyll-a-Konzentrationen aber nur geringe Biomassen, weshalb der Phyto-See-Index (PSI) mit 1,5 trotz der negativ zu bewertenden Blaualgendominanz einen sehr guten Zustand anzeigte.

Zwar waren subdominant zahlreiche eine geringe Trophie anzeigende Arten vorhanden, trotzdem ist in Klarwasserseen dieses Typs eine derart starke Dominanz von nostocalen Blaualgen über eine gesamte Vegetationsperiode ungewöhnlich und könnte auf eine beginnende (negative) Veränderung hinweisen.

Im Gegensatz zum Hauptbecken trat *Anabaena cf. flos-aquae* im Westbecken nur sehr untergeordnet auf (meist deutlich unter 1 % Anteil). Zusätzlich zu den unterschiedlichen limnochemischen Bedingungen der beiden Seeteile ist dies auch ein Hinweis dafür, dass zumindest in dem untersuchten Zeitraum der Wassereinstrom vom Haupt- ins Westbecken nicht sehr groß sein kann. Die limnochemischen Parameter (z.B. die vom Kleinen Wummsee zum Hauptbecken hin abnehmende Alkalinität) deuten eher auf eine Fließrichtung vom Kleinen Wummsee ins Westbecken und von dort in Hauptbecken. Der Austausch zwischen

Haupt- und Westbecken wird durch zwei Inseln und einen Flachwasserbereiche mit Schilf (< 0,5 m Tiefe) gebremst (Abb. 4).

Vergleich mit Planktondaten von 1997, 2005 und 2009 im Hauptbecken

Planktologisch liegen zum Großen Wummsee-Hauptbecken Daten von 1997, 2005 und 2009 vor. **Zusammenfassend** zeigt sich beim Vergleich mit Daten aus früheren Jahren im Hauptbecken 2012 ein deutlicher Artenwechsel bei den dominanten Arten. In früheren Jahren herrschten im Sommer vor allem große Dinophyceen vor (1997, 2005 und 2009) (Kap. 5.1.4.3), wie es typisch für den Sommer eines geschichteten Klarwassersees in unseren Breiten ist, speziell auch in Nordbrandenburg (ARP 2000).

1997 wurde das Phytoplankton des Hauptbeckens 6x von März bis August untersucht, aus einer Integralprobe bis zur Tiefe der einfachen Sichttiefe, also 0-5 bis 0-8 m (eigene Untersuchungen Arp, im Auftrag des GuG e.V. 1997). Die damaligen Untersuchungen waren taxonomisch auf geringerem Niveau als die späteren Analysen. Sie zeigen anhand der Biomasse (< 1 $mm^3 l^{-1}$) und der taxonomischen Zusammensetzung in der Tendenz die geringe Trophie an. Es herrschten kleine centrale Kieselalgen, picoplanktische Cyanobakterien und im Sommer große Dinophyceen vor (*Ceratium hirundinella, Peridinium*).

2005 wurden 4 Proben gezählt (Ende Juni – Anfang Dez.). Die Proben wurden vermutlich aus einer Integralprobe (0 m bis 2,5fache Sichttiefe) entnommen und stammen vom Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (zusammengestellt vom LUGV 2013). Das Mittel des Biovolumens der 4 Proben lag mit 1,1 $mm^3 l^{-1}$ höher als 2012, das Mittel für Chl.a war hingegen mit 1,7 $\mu g\ l^{-1}$ deutlich kleiner als 2012. Es dominierte im gesamten Zeitraum *Ceratium*, meist *C. hirundinella* (23 bis 59 % Anteil). An einem Termin im Juni wurde dominierend *Ceratium cornutum* gefunden (39 % Anteil), eine seltene Art, die nur in nährstoffarmen geschichteten Seen vorkommt und nach MISCHKE et al. (2008) mit hohem Stenökiefaktor eine sehr geringe Trophie indiziert. Gründe für das deutlich höhere Biovolumen 2009 trotz deutlich geringerer Chl.a-Gehalte sind zum einen darin zu sehen, dass das Plankton von unterschiedlichen Bearbeitern untersucht wurde und es bislang keine einheitliche Methodik für die Bestimmung der Zellvolumina gibt [4]. Zum anderen liegt die Ursache im Zellvolumen von *Ceratium.* Diese Gattung, die auch schon 1997 dominierte, hat ein in Relation zum Chl.a-Gehalt sehr großes Zellvolumen, wodurch das Gesamt-Biovolumen bei Dominanz der genannten Gattung relativ zu Jahren mit anderen Algen-Dominanzen groß ist. Der Anteil von Chl.a am Biovolumen betrug 2005 im Mittel der 4 Proben Juni –Anf. Dez. 0,15 %, 2012 im Mittel der 6 Proben Juni bis Ende Nov. zehnfach höher bei 1,18 %. 2005 wurden weitere Arten mit nährstoffarmen Ansprüchen analysiert, die auch 2012 gefunden wurden (*Dinobyon divergens, Quadrigula pfitzeri, Willea vilhelmii* und *Anabaena lemmermannii*). Nostocale Blaualgen waren nie in höheren Anteilen vorhanden.

Die Daten von **2009** (TÄUSCHER et al. 2010) stammen wie die Daten 2012 aus der euphotischen Zone (0 m bis zur 2,5fachen Sichttiefe). Das Biovolumen lag in der Regel im

[4] Die Zellvolumina waren 2005 bzw. 2009 z.T. deutlich größer als 2012.

Bereich zwischen 1 und 2 $mm^3 l^{-1}$, mit einem Mittel für Juni bis Oktober von 1,5 $mm^3 l^{-1}$, also etwa doppelt so hoch wie 2012. Das Mittel des Chl.a-Gehaltes im gleichen Zeitraum war mit 3 $\mu g\ l^{-1}$ dagegen etwa halb so hoch wie 2012. 2009 dominierten vor allem pennale Bacillariophyceen ganzjährig, besonders im Frühjahr bis Frühsommer (*Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa*) und im Sommer und Herbst vor allem der großvolumige Panzerflagellat *Ceratium hirundinella*. *Ceratium cornutum* wurde 2009 nicht gefunden. Auch 2009 wurde wie 2005 ein relativ zum Chl.a großes Gesamt-Biovolumen ermittelt, was vermutlich zum Teil bearbeiterabhängig (2005 und 2009 war der gleiche Bearbeiter für die Phytoplanktonanalyse verantwortlich) und zum Teil auch durch das starke Vorkommen von *Ceratium* (ab August) bedingt ist (großes Zellvolumen in Relation zum Chl.a). Der Anteil von Chl.a am Biovolumen betrug 2009 im Mittel von 4 Proben Juni bis Oktober 0,2 %, 2012 im Mittel der 6 Proben Juni bis Oktober mehrfach höher bei 0,9 %. Die Gattung *Anabaena* wurde im August und Oktober 2009 2x analysiert und gezählt, jedoch ohne erhöhtes Biovolumen und ohne nähere Art-Bestimmung. Die Arten mit niedriger Trophie-Indikation waren bei den Chrysophyceen und Chlorophyceen ähnliche wie 2012 und auch in geringer Abundanz.

Im Rahmen der Untersuchung **2009** wurden die Profundaldiatomeen des Hauptbeckens von Dr. Ilka Schönfelder untersucht (TÄUSCHER et al. 2010). Die Zusammensetzung dominanter Arten war sehr ähnlich wie 2012. Der Anteil der Art *Cyclotella comensis*, die sehr nährstoffarme Verhältnisse anzeigt, lag mit 39 % Anteil deutlich höher als 2012. *Stephanodiscus minutulus*, die auf eine höhere Trophie verweist, hatte mit 23 % einen geringeren Anteil an der Schalenzahl als 2012. *Cyclotella radiosa* hatte mit 18 % höhere Anteile und *Cyclotella ocellata* mit 9 % geringere Anteile als 3 Jahre später. Entsprechend ist die Bewertung (DI-PROF-Note) 2009 mit **1,4 (= sehr gut)** deutlich besser als 2012 (**2,2 = gut**) (in beiden Jahren die gleiche Bearbeiterin, Dr. I. Schönfelder).

6.2.3.3 Mögliche Ursachen der Eutrophierung im Gr. Wummsee und des drastischen Artenwechsels (Phytoplankton) im Hauptbecken seit 2011

Mögliche Ursachen der zu beobachtenden Eutrophierung seit den 1990er Jahren und der seit kurzem stattfindenden Artverschiebung im Plankton sind:

- eine verstärkte Eutrophierung durch das angrenzende Moor.
- eine durch die Klimaerwärmung seit vielen Jahren zunehmende längere Dauer der sommerlichen Temperaturschichtung mit Auswirkungen auf die Trophie und die Artenzusammensetzung, indem wärmeliebenden Blaualgen zunehmen.
- zunehmender Stickstoffmangel als Ursache für die Artverschiebung hin zu nostocalen Blaualgen mit der Fähigkeit zur Fixierung von Luftstickstoff.

Die genannten Faktoren sind Gegenstand des folgenden Unterkapitels. Zu anderen möglichen Eutrophierungsfaktoren wie einer veränderten Fischbewirtschaftung müsste weiteres Datenmaterial erhoben werden.

Eutrophierung durch das angrenzende Moor

Neben der schleichenden Eutrophierung durch die allgemeine Luftverschmutzung, die alle Seen einer Region ähnlich betrifft, ist beim Großen und Kleinen Wummsee von einer jahrzehntelangen Eutrophierung durch das westlich gelegene Moor auszugehen. Beide Seen, natürlicherweise oberirdisch zu- und abflusslos, haben ein gemeinsames Grundwassereinzugsgebiet, das sich westlich der Seen erstreckt (ARP 1997). Der westlich gelegene Kleine Wummsee entwässert vermutlich seit über 100 Jahren bis heute über einen Graben in das Westbecken des Großen Wummsees. Der Graben dient gleichzeitig als Meliorationsgraben für das umgebene Niedermoor (Abb. 4). Ein zweiter Graben meliorierte ein südlich gelegenes zweites Niedermoor bis 2001, mit regelmäßigen Grabenräumungen bis Ende der 90er Jahre. Seit 2001 ist dieser Graben in der Nähe des Hauptwanderweges am südlichen Rand des Westbeckens komplett plombiert (ARP 2001). Ein dritter Meliorationsgraben existierte in früherer Zeit westlich des Kleinen Wummsees. Er ist jedoch seit längerer Zeit praktisch verlandet. Die Gräben sind bereits in alten Karten des 19. Jahrhunderts eingezeichnet. Die über diesen langen Zeitraum stattgefundene Melioration ist neben der Beckenmorphologie eine der Ursachen für die gegenüber dem Hauptbecken des Großen Wummsees um 1 Klasse höhere Trophie im Kleinen Wummsee und gering höhere Trophie im Westbecken. Sichtbarere trophische Unterschiede im Westbecken zeigen sich bei den submersen Makrophyten. Gegenüber dem Hauptbecken ist die Pflanzenstruktur artenärmer und die Arten sind in der Tendenz euryöker (pers. Mitteilung Ines Wiehle, IaG GmbH). Es ist anzunehmen, dass sich die jahrzehntelange Entwässerung beider Moore durch den langsamen Wasserstrom von West Richtung Ost auch auf das Hauptbecken des Großen Wummsees ausgewirkt hat.

Inwieweit das angrenzende Moor dafür verantwortlich ist, dass seit etwa der Jahrtausendwende die Nährstoff- und Chl.a-Werte deutlich zugenommen haben, kann hier nicht beurteilt werden, da es keine Datenreihen zu den Einträgen (Frachten) aus dem Moor gibt. Es ist jedoch zu vermuten, dass die verstärkte Eutrophierung des Großen Wummsees in den letzten Jahren noch andere Gründe hat. Das ist auch daraus ablesbar, dass das näher zum Moor gelegene Westbecken seit den 90er Jahren keine deutlichere Zunahme der Trophie als das Hauptbecken aufweist. Zum anderen ist die Schließung eines der Gräben vor 12 Jahren eher ein Grund für eine Abnahme der Nährstoffeinträge in den Großen Wummsee.

Klimaerwärmung und ihre Folgen für stabil geschichtete Seen

Die Klimaerwärmung hat in den letzten Jahrzehnten auch in unserer Region zu höheren Temperaturen geführt. Im Stechlinseegebiet hat sich im Beobachtungszeitraum 1950 – ca. 2005 die Jahresdurchschnittstemperatur der Luft um 1,52 °C erhöht (OLDORFF & VOHLAND 2008), nach KASPRZAK et al. (2012) in den letzten 50 Jahren von 1960 – 2010 um etwa 1,6 °C. Zahlreiche Arbeiten aus den letzten 15 Jahren zum Stechlinsee, ein ebenso wie der Große Wummsee stabil geschichteter kalkreicher Klarwassersee (423 ha, 23,3 m mittlere Tiefe), zeigen die Auswirkungen der Erwärmung auf die Wassertemperaturen im Stechlinsee. Rechnet man die Erwärmung des Stechlinsees durch das benachbarte Kernkraftwerk Rheinsberg (1966 – 1990 in Betrieb) heraus, betrug die Erwärmung des Oberflächenwassers (0 m) infolge des Klimawandels etwa 0,37 °C pro Dekade und lag damit in ähnlicher

Größenordnung wie der Anstieg der Lufttemperatur. In 20 m Tiefe ist der Einfluß des Klimas nicht mehr nachweisbar (KASPRZAK et al (2012). Die Erwärmung hat sich auf den zeitlichen Verlauf der thermischen Schichtung ausgewirkt. Rechnet man auch hier die Erwärmung durch das KKW heraus, gibt es im Stechlinsee durch die Klimaerwärmung eine Zunahme der Schichtungsdauer von 3,8 Tagen je Dekade, vor allem durch eine früher beginnende Schichtung im Frühjahr (3,0 Tage je Dekade) (KASPRZAK et al. (2012).

Gleichzeitig hat im Stechlinsee in 60 und 65 m Tiefe der Gesamt-Phosphor seit Ende Ender der 90er Jahre deutlich zugenommen, und der Sauerstoffgehalt kontinuierlich seit den 80er Jahren abgenommen, verstärkt seit der Jahrtausendwende (SHATWELL et al. 2012). Dabei zeigte sich eine Korrelation zwischen hypolimnischem gelöstem Phosphor eines Jahres und dem TP-Gehalt im See des darauffolgenden Jahres.

Von steigenden Wassertemperaturen profitieren allgemein insgesamt besonders Cyanobakterien, weil ihr Temperaturoptimum bei höheren Temperaturen liegt (MEHNERT et al. 2010). Für Blaualgen, die Dauerzellen bilden, wie die nostocalen Arten, bedeutet das in flacheren Seen bzw. in flachen Buchten von geschichteteen Seen einen weiteren Vorteil. Durch die Temperaturerhöhung können im Frühjahr die Dauerzellen früher keimen, so dass bei entsprechenden Bedingungen die somerlichen Biomassen höher sein können (JÖHNK et al. 2011, MISCHKE & NIXDORF 2009). Weitere Vorteile für die nostocalen Blaualgen gegenüber einigen anderen Algengruppen sind ähnlich wie für *Ceratium* ihre schlechte Fressbarkeit durchs Zooplankton und ihre Fähigkeit, vertikal zu wandern (mittels Gasvakuolen). So können sie einige Meter pro Tag wandern, um die bezüglich Licht und Nährstoffe optimale Zone zu erreichen.

Im Stechlinsee haben beim Vergleich der 1990er Jahre (1994 – 1990) mit den Jahren nach der Jahrtausendwende (2000- 2008) die nostocalen Blaualgen zugenommen. *Anabaena mendotae* und *Aphanizomenon flos-aquae* traten erstmals seit der Jahrtausendwende im See auf, ihr Anteil an der Gesamtbiomasse ist seitdem deutlich gestiegen. *Anabaena spiroides*, *Anabaena solitaria* und *Anabaena macrospora* wurden ebenfalls erstmals nach der Jahrtausendwende im Stechlinsee beobachtet, wenn auch nicht lückenlos bis 2008 wie z.B. *Aphanizomenon flos-aquae. Anabaena lemmermannii* als ein Indikator für eine relativ geringe Trophie trat dagegen sowohl in den 1990er Jahren als auch nach der Jahrtausendwende im See auf, mit leicht abnehmden Anteilen nach der Wende (PADISAK et al. 2010).

Von *Aphanizomenon flos-aquae* als der nostocalen Art im Stechlinsee mit den höchsten Abundanzen unter den Nostocales in den Jahren nach 2000 wurde im Winter 2009/2010 eine Blüte beobachtet. Es zeigte sich, dass unter Eis und Schnee bei Temperaturen zwischen 2 und 5 °C und geringem Lichtdargebot *A. flos-aquae* sehr konkurrenzfähig war und wachsen konnte (ÜVEGES et al. 2012).

Die Befunde aus dem Stechlinsee zur Zunahme der Temperatur und Dauer der Schichtungsperioden mit stärkerer P-Rücklösung aus dem Sediment und der Zunahme der nostocalen Blaualgen in den letzten Jahren erhärten die These auch für den Großen Wummsee, dass es hier einen Zusammenhang gibt. Zu vermuten ist, dass die seit vielen Jahren stattfindende Klimaerwärmung und die dadurch in der Folge besseren Bedingungen

für die nostocalen Blaualgen dazu geführt haben, dass sich *Anabaena*, auch dank der Dauerzellen, stetig im Gr. Wummsee vermehren konnten, auch wenn sie vermutlich nicht in jedem Jahr als Algenblüte aufgetreten ist. Das Jahr 2011, dem zwei Winter mit langer Eisbedeckung vorangegangen waren, bot wahrscheinlich durch Sauerstoffreduzierung im Wasserkörper (fehlende winterliche Zirkulation) und vermehrte P-Rücklösung aus dem Sediment im Winter zuvor besonders günstige Bedingungen für eine Massenvermehrung von *Anabaena* in der anschließenden Vegetationsperiode.

So ist auch erklärlich, dass im durchlichteten Wasserkörper des Großen Wummsees Phosphor im letzten Jahrzehnt stärker als Stickstoff zugenommen hat.

Es ist zu vermuten, dass die seit vielen Jahren stattfindende Klimaerwärmung schleichend die Menge der Dauerzellen von *Anabaena* stetig erhöht hat, von Jahr zu Jahr bei unterschiedlichen Wetterbedingungen verschieden stark, so dass 2011 nach einem langen kalten Winter bei günstigen Licht- und Nährstoffbedingungen *Anabaena* die Chance zu einem Massenwachstum bekam.

Prinzipiell ist in dem niedrigen Konzentrationsbereich wie im Großen Wummsee Phosphor oft limitierend für das Algenwachstum. Eine relativ geringe Erhöhung von wenigen µg/l in den letzten 10 Jahren kann sich auf die Biomasse und Artenzuammensetzung des Phytoplanktons auswirken.

Stickstoff als möglicher limitierender Faktor mit Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung im Phytoplankton

Da der Gesamtstickstoff im Gr. und Kl. Wummsee an allen drei Stellen zwar ebenfalls angestiegen ist, jedoch in geringerem Maße als der Gesamtphosphor, hat sich das TN/TP-Verhältnis besonders im Hauptbecken des Gr. Wummsees verringert. Betrachtet man den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN), der dem Phytoplankton kurzfristig zur Verfügung steht, so hat sich das molare Verhältnis DIN/TP im Hauptbecken von 14 (1993-1999) auf 6 (2000-2012) reduziert. Auch im Westbecken verringerte sich das DIN/TP-Verhältnis und sank von 17 (1996 -1999) auf 13 (2000-2012) ab, allerdings steht im Westbecken in Relation zum Phosphor deutlich mehr Stickstoff zur Verfügung als im Hauptbecken.

Bei molaren Verhältnissen N/P < 15 setzen sich nach SOMMER (1994) Blaualgen gegenüber allen anderen Algengruppen durch. Blaualgen wie *Anabaena* oder *Aphanizomenon*, die die 2 Hauptgattungen der stickstofffixierenden Nostocales in unserer Region sind, haben hierbei mit ihrer Fähigkeit, mittels Heterocysten Luftsstickstoff zu fixieren, möglicherweise unter bestimmten Bedingungen einen weiteren Vorteil (s.u.).

Das N/P-Verhältnis ist dabei nicht als einziger Parameter relevant, um eine mögliche Dominanz von nostocalen Blaualgen zu erklären, sondern auch die absoluten Konzentrationen, wie andere Arbeiten zeigen. Z.B. bestimmte nostocale Blaualgen wie *Aphanizomenon gracile* und der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii* erreichen ihre höchsten Biomassen oft bei hohem N/P (DOLMAN et al. 2012). Bei tiefem N/P sind für die Höhe der Abundanz bzw. der Dominanz auch die absoluten Konzentrationen von Phosphor

und Stickstoff wichtig. Bei Experimenten in enclosures waren bei niedrigem N/P, gleichzeitig niedrigen Stickstoff-Gehalten und leicht erhöhten Phosphorgehalten die Abundanzen von *Anabaena*- und *Aphanizomenon*- Arten relativ am höchsten (REYNOLDS 1986b, aus REYNOLDS 2006).

Resumee

Zusammenfassend ist zu vermuten, dass die verschiedenen Ursachen, wie oben genannt, über viele Jahre zusammen gewirkt haben, d.h. neben der schleichenden Eutrophierung durch das Moor wirkten sich ebenso die zunehmende Schichtungsperiode und der zunehmende Stickstoffmangel im Hauptbecken aus. Ein vermutlich „günstiger Zeitpunkt" im Jahr 2011 (gute Licht- und Nährstoffbedingungen zum richtigen Zeitpunkt im Jahresverlauf) haben dann vermutlich den drastischen Artenwechsel ausgelöst.

In den nächsten 40 Jahren wird in unserer Region mit einem Temperaturanstieg der gleichen Größenordnung wie in den letzten 50 Jahren gerechnet. Dies wird eine weitere Verlängerung der Schichtungsperiode in den geschichteten Seen bedeuten, mit der Folge weiterer hypolimnischer P-Rücklösung (MISCHKE & NIXDORF 2009). So ist es möglich, dass (nostocale) Blaualgen als Bestandteil des Phytoplanktons in ihrer Bedeutung zunehmen werden.

Aufgrund der zahlreichen Lücken an limnologischen Daten vom Wummsee in den letzten Jahren, der derzeitigen Situation des Sees und seiner besonderen Schutzpriorität ist zu empfehlen, den See regelmäßiger als bislang zu untersuchen. Vorschläge dazu liegen dem LUGV von Januar 2013 vor.

7 Literatur

7.1 Publikationen und Berichte

ARP W. & B. KOPPELMEYER (2012): Ausführung des investigativen Monitorings von Nährstoffen in Oberflächengewässern im Bearbeitungsgebiet „Dahme".- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg: 1 - 48 + Anhang.

ARP, W. (1997): Der Große Wummsee - ein Seenbericht.- Aus: Studien und Arbeitsberichte aus dem Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg gGmbH: 169 -216.

ARP, W. (2001): Vorgutachten zum Projekt "Wiedervernässung des südlichen Teilgebietes im Niedermoorgebiet westlich des Großen Wummsees im Landkreis Ostprignitz-Ruppin. i. A. umLand e.V. (unveröff.).

ATT (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen.- AG Trinkwassertalsperren e.V. Arbeitskreis Biologie, ATT Techn. Inf.. Nr. 7: 1 – 150.

DOLMAN, A.M., J. RÜCKER, F.R. PICK, J. FASTNER, T. ROHRLACK, U. MISCHKE & C. WIEdner (2012): Cyanobacteria and cyanotoxins: The influence of nitrogen versus phosphorus Plos one 7(6): e38757: 1 - 12.

JÖHNK, K.D. R. BRÜGGEMANN, J. RÜCKER, B. LUTHER, U. SIMON, B. NIXDORF & C. WIEDNER (2011): Modelling life cycle and population dynamics of Nostocales (Cyanobacteria).- Envionmental Modelling & Software 26; 669 - 677.

KASPRZAK, P., T. SHATWELL & G. KIRILLIN (2012): Warmwasser aus einem Kernkraftwerk und Klimawandel haben unterschiedlichen Einfluss auf Wasssertemperaturen und thermische Schichtung des Stechlinsees.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen.

LAWA (1999). Gewässerbewertung – stehende Gewässer – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998.- LAWA, Schwerin: 1 – 74.

MATHES, J., G. PLAMBECK & J. SCHAUMBURG (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- Limnologie aktuell Band 11: Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern, Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: 28 – 36.

MEHNERT, G., F. LEUNERT, S. CIRES, K.D. JÖHNK, J. RÜCKER, B. NIXDORF & C. WIEDNER (2010): Competiitiveness of invasive and native cyanobacteria from temerate freshwaters under various light and temperature conditions,- J. of plankton research 32: 1009 – 1021.

MIETZ, O., W. ARP & I. GABYSCH (1997): Die Beschreibung der Trophiesituation von 20 Seen im Potsdamer Seengebiet und vergleichende Untersuchungen zur trophischen Situation Ende der 80er Jahre.- Projektbericht zum Aufgabenbericht. Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e.V.: 1 – 52 + Anhang.

MISCHKE, U. (2008): Anleitung zur Verwendung des Auswertungsprogrammes „PhytoSee". IN: „Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie" (Hrsg.: Mischke, U. & B. Nixdorf, 2008, Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3- 940471-06-2, S. 266).

MISCHKE, U, RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & B. NIXDORF (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). In: MISCHKE, U. & B. NIXDORF (2008): Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2: 7 - 115.

MISCHKE U., U. RIEDMÜLLER & E. HOEHN (2009): Abschlußbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA O 9.08 06.05.2009 IGB Berlin: 1 – 79.

MISCHKE, U, J. BÖHMER & U. RIEDMÜLLER (20.05.2009): Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach Mischke et al. 2009 und Hoehn et al. 2008 für die Bewertung von natürlichen Seen, AWB und HMWB gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie mit Anleitung zur Verwendung und Vorgaben für die Eingangsdaten „Formatvorlage_PhytoSee_ Auswertungsprogramm_5_09.xls". Kostenloser Internet Download im Downloadbereich von: http://igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke.

MISCHKE, U. & B. NIXDORF (2009): Was wäre wenn: Phytoplankton-Bewertung nach EU-WRRL und Klimawandelszenarios.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen.

NIXDORF, B., F. VEDDER, J. POLTZ & O. MIETZ (2009): Ressourceneffizienz (Chla/TP) des Phytoplanktons und Lichtregime in Flachseen.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen: 236 – 241.

NIXDORF, B., HOEHN, E., MISCHKE, U., RÜCKER, J., SCHÖNFELDER, I. & M. BAHNWART (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: MISCHKE, U. & B. NIXDORF (2008): Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2: 147 - 184.

OLDORFF, S. & K. VOHLAND (2008): Berücksichtigung des Klimawandels im Pflege- und Entwicklungsplan und der „NATURA 2000"-Managementplanung des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. - 5.Stechlin-Forum – Ökologische Folgen des Klimawandels. S. 63-79.

PADISAK, J., E. HAJNAL, L. KRIENITZ, J. LAKNER & V. ÜVEGES (2010): Rarity, ecological memory, rate of floral change in phytoplankton – and the mystery oft the red cock.- Hydrobiologia 653: 45 – 64.

PADISAK, J. & R. ADRIAN (1999): Biovolumen.- In W. v. Tümpling & G. Friedrich (Hrsg.) (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Wasseruntersuchung, Band 2. - G. Fischer Verlag Jena: 1 – 545.

REYNOLDS, C. (2006): Ecology of phytoplankton.- Cambridige: 1 – 535.

RÜCKER, J., TINGWEY, E. I., WIEDNER, C., MBUNYA ANU, C., NIXDORF, B. (2009): Impact of the inoculum size on the population of Nostocales cyanobacteria in a temperate lake.- J. Plankton Res. 31: 1151-1159.

SCHÖNFELDER, I. 1997: Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalkische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. Dissertationes Botanicae Band 283: 1 – 148 + Anhang.

SCHÖNFELDER, I. (2004): Anwendung und Validierung von Indizes zur Bewertung von Seen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis von Kieselalgen aus dem Profundal Schleswig-Holsteinischer Seen. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 1-35 + Anhang.

SCHÖNFELDER, I. 2006: Anpassung des Bewertungsmoduls Diatomeenindex DI-PROF auf die Subytpen der Seen in Schleswig-Holstein. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 1-41.

SCHÖNFELDER, J., W. ARP, B. HÖNTSCH, O. MIETZ, K. RAMM, H. THIES, H. & B. WICHURA (1997): Erstellung eines Seenkatasters mit dem Schwerpunkt der Entwicklung eines Gewässergütemeßnetzes für die Einhaltung des Naturschutz- und Wassergesetzes an ausgewählten oligo- und mesotrophen Seen des Landes Brandenburg.- Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e.V.; Projekt „Life 94/D/A32/D/00495/BND der Europäischen Union; Zuwendungsgeber ist das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: 1 - 232.

SCHÖNFELDER, J. (2000): Limnologischer Zustand und Bewertung nährtoffarmer Seen in Brandenburg.- Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, Heft 4: 6 - 16.

SHATWELL, T., P. KASPRZAK & M. HUPFER (2012): The influence of climate change on oxygen and phosphorus in deep lake Stechlin.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), Hardegsen: 302 – 306.

SOMMER, U. (1994): Planktologie.- Springer Verlag: 1 – 274.

TÄUSCHER, L., I. WIEHLE, K. KALIES, I. SCHÖNFELDER, H. HENKER & H. KÜMMEL (2010): Biologisches und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie in 42 Seen im Land Brandenburg.- Bericht im Auftrag des LUGV: 1 – 74 + Anhang.

ÜVEGES, V., K. TAPOLCZAI, L. KRIENITZ & J. PADISAK (2012): Photosynthetic characteristics and physiological plasticity of an *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria, Nostocaceae) winter bloom in a deep oligo-mesotrophic lake (Lake Stechlin, Germany).- Hydrobiologia698: 263 – 272.

7.2 Verwendete Bestimmungsliteratur Phytoplankton

ANAGNOSTIDIS, K. & J. KOMÁREK (1985): Modern approach to the classification system of cyanophytes - 1 - Introduction.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 71 (1/2): 291 - 302.

ANAGNOSTIDIS, K. & J. KOMÁREK (1988): Modern approach to the classification system of cyanophytes - 3 - Oscillatoriales.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 80 (1-4): 327 - 472.

BOURRELLY, P. (1972): Les Algues vertes.- Éditions N. Boubée & Cie. Paris : 1 - 569.

ETTL, H. (1983): Chlorophyta I - Phytomonadina.- Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 9. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 530.

ETTL, H. (1983): Xanthophyceae, Teil 1.- Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 3. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 515.

FÖRSTER, K. (1982): Conjugatophyceae - Zygnematales und Desmidiales (excl. Zygnemataceae).- E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart, Germany: 1 - 543.

GEITLER, L. (1932): Cyanophyceen.- Dr. L. Rabenhorst´s Krytogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 2. Auflage. Akademische Verlagsgesellschaft m.b.H. Leipzig: 1 – 1179.

JOHN, D. M., B.A. WHITTON, & A.J. BROOK (2003) :The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestical algae.- University Press, Cambridge. Cambridge: 1 - 702

KADLUBOWSKA, J.Z. (1984): Conjugatophyceae I – Chlorophyta VIII, Zygnemales.- Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 16. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 532.

KASTEN, J. (2002): Die Dynamik der Phytoplanktongemeinschaften einer saisonal überfluteten Fluß-Auern-Landschaft (Unteres Odertal – Brandenburg).- Dissertation an der Freien Universität Berlin. Lehmanns Fachbuchhandlung Berlin (ISBN 3-936427-00-3): 1 – 255.

KOMÁREK, J. & B. FOTT (1983): Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart, Germany.

KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS (1998): Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales.- Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/1. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 1 - 548.

KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS (2005): Cyanoprokaryota 1. Teil: Oscillatoriales - Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/2. Elsevier GmbH, München: 1 - 759.

KOMÁREK, J. (1999): Übersicht der planktischen Blaualgen im Einzugsgebiet der Elbe.- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Mageburg: 1 – 54 + Anhang.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1986): Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae.- Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 876.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1988): Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae.- Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 596.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1991): Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena: 1 - 576.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1991): Bacillariophyceae 4. Teil: Achanthacaeae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena: 1 – 437.

KRIENITZ, L. (1990): Coccale Grünalgen der mittleren Elbe. Limnologica 21 (1): 165 – 231.

LENZENWEGER , R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1.- Bibliotheca Phycologia, Bd. 101. J. Cramer in der Gebrüder Bornträger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart: 1 – 162.

LENZENWEGER , R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2.- Bibliotheca Phycologia, Bd. 102. J. Cramer in der Gebrüder Bornträger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart: 1 – 216.

LENZENWEGER , R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3.- Bibliotheca Phycologia, Bd. 104. J. Cramer in der Gebrüder Bornträger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart: 1 – 218.

MEFFERT, M.-E. & H.-J. KRAMBECK (1977): Planktonic blue-green algae of the *Oscillatoria redekei* group.- Archiv für Hydrobiologie 79(2): 149 – 171.

MEFFERT, M.-E. (1988): *Limnothrix* MEFFERT nov. gen. Archiv für Hydrobiologie Supplement 80 (1-4): 269 – 276.

MEFFERT, M.-E., R. OBERHÄUSER, & J. OVERBECK (1981): Morphololgy and Taxonomy of *Oscillatoria redekei* (Cyanophyta).- British phycological Journal 16: 107 – 114.

POPOVSKÝ, J. & L.A. PFIESTER (1990): Dinophyceae.- Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 6. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena: 1 - 272.

STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae.- Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bd. 1. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 515.

8 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Seen Teil 1 8

Tab. 2: Kenndaten der untersuchten Seen Teil 2 8

Tab. 3: Labormethoden 10

Tab. 4: Gewichtungsfaktoren zur Ermittlung des deutschen Phyto-Seen Index (PSI). 14

Tab. 5: Indexwerte und entsprechende Einstufung in ökologische Zustandsklassen für die Teilmetrics und den PSI. 14

Tab. 6: Mittelwerte (6 Proben) der Sichttiefen und biologischer sowie limnochemischer Parameter 15

Tab. 7: Trophieindex und Mittelwerte für die Trophieberechnung nach LAWA 1999 16

Tab. 8: DI-PROF von 5 Probestellen in 4 Seen Brandenburg-2012 34

Tab. 9: PSI (Phyto-See-Index) für 5 Probestellen in 4 Seen in Brandenburg 2012 36

Tab. 10: PSI (Phyto-See-Index) und Einzelmetrics für 5 Seesteööen in 4 Seen in Brandenburg 2012. 36

Tab. 11: Vergleich der Mittelwerte Juni bis Oktober und der Trophie der 1990er Jahre (1992-1996) sowie 2009 und 2012 für den Caputher See 39

Tab. 12: Vergleich der Mittelwerte und der Trophie 2009 und 2012 (Juni bis September) für den Heiligen See in Potsdam 41

Tab. 13: Vergleich der Mittelwerte Juni bis Oktober und der Trophie der 1990er Jahre, Anfang der 2000er Jahre sowie 2009 und 2012 für das Hauptbecken des Großen Wummsee 43

Tab. 14: Vergleich der Mittelwerte Juni bis Oktober und der Trophie der 1990er Jahre, Anfang der 2000er Jahre sowie 2012 für das Westbecken des Großen Wummsee 43

Tab. 15: Vergleich der Mittelwerte Juni bis Oktober und der Trophie der Jahre 1997 – 2001 und 2012 für den Kleinen Wummsee 44

9 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.: Vergleich der Phytoplankton-Biovolumina und Chlorophyll-*a* - Konzentrationen von 28 Proben aus 4 Seen (5 Messstellen) in Brandenburg 2012 16

Abb. 2: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Caputher See 2012 19

Abb. 3: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Heiliger See Potsdam 2012 22

Abb. 4: Wummseegebiet mit Großem und Kleinem Wummsee 23

Abb. 5: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Kleinen Wummsee 2012 26

Abb. 6: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Großen Wummsee-Westbecken 2012 29

Abb. 7: *Anabaena cf. flos-aquae* im Großen Wummsee-Hauptbecken 2012 32

Abb. 8: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Großen Wummsee-Hauptbecken 2012 33

Abb. 9: Wummseegebiet mit Großem und Kleinem Wummsee und farblicher Markierung der Trophie für 2012 nach LAWA 1999 37

Abb. 10: Caputher See und Heiliger See Potsdam mit farblicher Markierung der Trophie für 2012 nach LAWA 1999 38

10 Danksagung

Einen Dank an Herrn Lutz Höhne vom LUGV Brandenburg für die Unterstützung während des gesamten Projektes. Ebenso ist Frau Silke Oldorff vom LUGV und Frau Ines Wiehle vom Institut für angewandte Gewässerökologie Seddin (IaG GmbH) für zahlreiche Diskussionen und die Verwendung von Daten zu danken. Frau Hahn vom Umweltamt des Landkreises Ostprignitz-Ruppin ist für Ihre Unterstützung zu danken.

11 Anschrift der Verfasser

***Lim*Plan**
Büro für Gewässer- und
Landschaftsökologie

Dr. Wolfgang Arp

Otawistr. 19
13351 Berlin

Tel. 030 450 274 18
Fax. 030 450 274 19

w.arp@limplan.de

enviteam
Umwelt-Netzwerk
Gewässer & Landschaft
Dipl.-Biol. Bernd Koppelmeyer
Bernd Koppelmeyer

Dorfstr. 15
14823 Buchholz Rabenstein/Fl.

Tel. 033 843 920 035
Fax: 0941 599 200 423

info@enviteam.de

12 Anhang

12.1 Probenahmetermine und Probentiefe der Seen Brandenburg 2012

Ser.	Seename	Datum	Tiefe Probenstelle (m)	Sichttiefe (m)	Probentiefe (m)	zeu (m)
1	Großer Wummsee, Hauptbecken	19.06.12	33,5	7	0 - 17	17,5
1	Großer Wummsee, Hauptbecken	19.06.12	33,5		32,5	
2	Großer Wummsee, Hauptbecken	02.08.12	34	5,8	0 - 14	14,5
2	Großer Wummsee, Hauptbecken	02.08.12	34		33	
2	Großer Wummsee, Hauptbecken	02.08.12	34		1	
2	Großer Wummsee, Hauptbecken	02.08.12	34		1	
3	Großer Wummsee, Hauptbecken	28.08.12	35,2	5	0 - 12	12,5
3	Großer Wummsee, Hauptbecken	28.08.12	35,2		34	
3	Großer Wummsee, Hauptbecken	28.08.12	35,2		0 - 12,5	
3	Großer Wummsee, Hauptbecken	28.08.12	35,2		34	
4	Großer Wummsee, Hauptbecken	24.09.12	34	4,75	0 -12	11,9
4	Großer Wummsee, Hauptbecken	24.09.12	34		33	
4	Großer Wummsee, Hauptbecken	24.09.12	34		1	
5	Großer Wummsee, Hauptbecken	24.10.12	34,5	6,5	0 - 16	16,25
5	Großer Wummsee, Hauptbecken	24.10.12	34,5		33	
5	Großer Wummsee, Hauptbecken	24.10.12	34,5		33	
6	Großer Wummsee, Hauptbecken	20.11.12	34,5	8,5	0 -21	21,25
6	Großer Wummsee, Hauptbecken	20.11.12	34,5		33	
6	Großer Wummsee, Hauptbecken	20.11.12	34,5		33	
6	Großer Wummsee, Hauptbecken	10.01.13	34,5	8	0 - 20	20
1	Großer Wummsee, Westbecken	19.06.12	6	3,8	0 - 5	>6,00
2	Großer Wummsee, Westbecken	02.08.12	6	4,1	0 - 5	>6,00
3	Großer Wummsee, Westbecken	28.08.12	6,2	4,5	0 - 5	>6,20
4	Großer Wummsee, Westbecken	24.09.12	6	3,2	0 -5	>6,00
5	Großer Wummsee, Westbecken	24.10.12	5,7	3,8	0 - 5	>5,70
6	Großer Wummsee, Westbecken	20.11.12	5,8	4	0 - 5	>5,80
1	Kleiner Wummsee	19.06.12	5,5	2,1	0 - 5	5,25
2	Kleiner Wummsee	02.08.12	5,3	1,5	0 - 3	3,75
3	Kleiner Wummsee	28.08.12	5,8	2	0 - 5	5
4	Kleiner Wummsee	24.09.12	6	2,1	0 -5	5,25
5	Kleiner Wummsee	24.10.12	5,7	1,1	0 - 2,75	2,75
6	Kleiner Wummsee	20.11.12	6,1	1,7	0 - 4	4,25
1	Caputher See	20.06.12	8,7	0,85	0 - 2	2,15
2	Caputher See	18.07.12	9,6	1	0 - 2,5	2,5
3	Caputher See	21.08.12	8,8	1,1	0 - 2,5	2,75
4	Caputher See	18.09.12	8,8	1	0 - 2,5	2,5
5	Caputher See	17.10.12	9	0,9	0 - 2	2,25
6	Caputher See	14.11.12	9	1,3	0 - 3	3,25
1	Heiliger See	20.06.12	12,5	2,8	0 - 7	7
1	Heiliger See	20.06.12	12,5		11,5	

Ser.	Seename	Datum	Tiefe Probenstelle (m)	Sichttiefe (m)	Probentiefe (m)	zeu (m)
2	Heiliger See	18.07.12	13	2,9	0 - 7,5	7,25
2	Heiliger See	18.07.12	13		12	
3	Heiliger See	21.08.12	12,8	1,9	0 - 4	4,75
3	Heiliger See	21.08.12	12,8		11,8	
4	Heiliger See	18.09.12	12,6	3	0 - 7,5	7,5
4	Heiliger See	18.09.12	12		12	
5	Heiliger See	17.10.12	12,5	2	0 - 5	5
5	Heiliger See	17.10.12	12,5		11,5	
6	Heiliger See	14.11.12	12,3	2,3	0 - 6	5,75
6	Heiliger See	14.11.12	12,3		11,3	

12.2 **Biovolumen der Algengroßgruppen in den Seen Brandenburg 2012**

Seename	Datum	Bacillario-phyceae mm3/l	Chloro-phyceae mm3/l	Chryso-phyceae mm3/l	Crypto-phyceae mm3/l	Cyano-bacteria mm3/l	Dino-phyceae mm3/l	Sonst-ige mm3/l	Gesamt-BV mm3/l	Chl.a (µg/l)
Gr. Wummsee Hauptb.	19.06.12	0,034	0,014	0,001	0,051	0,151	0,086	0,005	0,340	5,92
Gr. Wummsee Hauptb.	02.08.12	0,062	0,003	0,000	0,024	0,613	0,091	0,078	0,872	7,4
Gr. Wummsee Hauptb.	28.08.12	0,056	0,008	0,022	0,025	0,805	0,130	0,023	1,069	7,4
Gr. Wummsee Hauptb.	24.09.12	0,011	0,001	0,004	0,026	1,013	0,066	0,000	1,120	7,4
Gr. Wummsee Hauptb.	24.10.12	0,002	0,001	0,001	0,023	0,529	0,025	0,000	0,581	3,7
Gr. Wummsee Hauptb.	20.11.12	0,007		0,002	0,081	0,063	0,026	0,000	0,178	4,44
Gr. Wummsee Westb.	19.06.12	0,209		0,007	0,229	0,025	0,297	0,045	0,811	8,88
Gr. Wummsee Westb.	02.08.12	0,058	0,004	0,032	0,068	0,062	0,289	0,221	0,735	
Gr. Wummsee Westb.	28.08.12	0,028	0,000	0,013	0,054	0,023	0,292	0,120	0,530	2,96
Gr. Wummsee Westb.	24.09.12	0,006	0,001	0,011	0,223	0,184	0,155	0,003	0,584	4,9
Gr. Wummsee Westb.	24.10.12	0,028		0,009	1,289	0,005	0,191	0,075	1,597	11,5
Gr. Wummsee Westb.	20.11.12	0,027		0,004	0,895	0,003	0,058	0,047	1,034	5,92
Kleiner Wummsee	19.06.12	0,192	0,009	0,652	0,129	2,176	0,921	0,065	4,142	23,68
Kleiner Wummsee	02.08.12	0,101	0,045	0,815	0,134	3,545	0,714	0,044	5,397	14,8
Kleiner Wummsee	28.08.12	0,025	0,081	0,680	0,828	3,277	0,572	0,100	5,563	38,85
Kleiner Wummsee	24.09.12	0,052	0,011	0,295	0,652	1,021	0,265	0,052	2,348	7,4
Kleiner Wummsee	24.10.12	0,211		4,733	1,940	0,571	0,175	0,401	8,032	68,45
Kleiner Wummsee	20.11.12	0,428	0,043	0,226	0,774	0,806	0,073	0,077	2,427	28,12
Caputher See	20.06.12	0,105	0,015	0,013	0,435	9,155	0,245	0,532	10,501	29,6
Caputher See	18.07.12	0,111	0,045	0,762	0,128	3,610	0,242	0,043	4,942	33,3
Caputher See	21.08.12	0,045	0,026	0,115	0,661	7,497	0,625	0,196	9,165	27,96
Caputher See	18.09.12	0,165	0,021	0,008	0,379	6,428	0,676	0,274	7,951	38,06
Caputher See	17.10.12	0,156	0,033		0,678	8,880	0,607	0,166	10,521	79,55
Caputher See	14.11.12	0,095	0,021		0,508	1,307	0,014	0,061	2,005	16,28
Heiliger See Pdm.	20.06.12	0,001	0,341		0,131		0,094	0,044	0,611	5,92
Heiliger See Pdm.	18.07.12	0,119	0,022	0,112	0,279	0,078	1,457	0,024	2,090	5,92
Heiliger See Pdm.	21.08.12		0,018	0,764	0,064	1,917	1,165	0,098	4,026	19,24
Heiliger See Pdm.	18.09.12	0,051		0,237	0,066	0,472	0,972	0,053	1,852	
Heiliger See Pdm.	17.10.12	0,050		0,063	1,424	2,019	0,282	0,017	3,855	35,52
Heiliger See Pdm.	14.11.12	0,250	0,042	0,004	0,890	0,417	0,020	0,004	1,626	16,28