S0121/22 - Anlage

Abschlussbericht zum Auftrag F2114 „Fortführung des Nährstoff-Monitorings des Barleber Sees 2021“

Angebotsnummer UFZ FOR – F2114

Foto: M. Schultze

Kurt Friese, Martin Schultze, Michael Seewald und Karsten Rinke

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ GmbH

Department Seenforschung
Brückstraße 3a
39114 Magdeburg

24.03.2022

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis 3
1. Hintergrund und Problemstellung 4
1.1 Probenahmestelle 5
2. Material und Methoden 5
2.1 Sondenprofile der physiko-chemischen Parameter 5
2.2. Wasserprobenahmen und –analysen 5
2.3 Planktonbestimmungen 5
3. Ergebnisse und Diskussion 7
3.1 Sondenprofile 7
3.2 Wasseranalysen 10
3.3 Phytoplanktonanalysen 13
4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 15
Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen im Daten-Anhang 18

Abkürzungsverzeichnis

ALH: Aluminium-Hydroxid-Auflage [$Al(OH)_3$]

Ca: Kalzium

Cl^-: Chlorid

DIC: dissolved inorganic carbon – gelöste anorganische Kohlenstoff

DOC: dissolved organic carbon – gelöste organische Kohlenstoff

Eh: Redoxpotential (mV)

Gew.-%: Gewichts-Prozent der Trockenmasse

K: Kalium

LF: elektrische Leitfähigkeit (mS/cm)

LHW: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt – LHW

Mg: Magnesium

Na: Natrium

NO_3^- -N: Nitrat-Stickstoff

NH_4^+-N: Ammonium-Stickstoff

O_2: Sauerstoffgehalt (mg/L)

pH: pH-Wert

PN: Probenahme

PW: Porenwasser

SRP: soluble reactive phosphorous – gelöster, reaktiver Phosphor

Si: Silizium

SO_4^{2-} : Sulfat

T: Temperatur (°C)

TC: total carbon – gesamter Kohlenstoff

TIC: total inorganic carbon – gesamter anorganischer Kohlenstoff

TOC: total organic carbon – gesamter organischer Kohlenstoff

TN: total nitrogen – gesamter Stickstoff (Sediment)

TNb: total bounded nitrogen – gesamter gebundener Stickstoff (Wasser)

TP: total phosphorous – gesamter Phosphor

TS: Trockensubstanz

1. Hintergrund und Problemstellung

Der Barleber See ist ein stillgelegter Kies- und Sandtagebau und ein wichtiges Badegewässer für die Stadt Magdeburg. Er hat eine Oberfläche von 103 ha und ein Seevolumen von 6.9 Mio m^3. Seine mittlere Tiefe beträgt 6.7m. Der Barleber See verfügt über keinen oberflächlichen Zu- und Abfluss.

Beginnend in den 60er Jahren des letzten Jahrhunderts unterlag der Barleber See einer stetigen Eutrophierung, in deren Zuge die Phosphorkonzentrationen von unter 10 µg L^{-1} auf über 150 µg L^{-1} angestiegen waren. Zur Senkung der Phosphorkonzentration erfolgte 1986 eine Phosphorfällung durch Aluminiumsulfat. Insgesamt wurden 480t Aluminiumsulfat in das Gewässer eingebracht, was einer durchschnittlichen Dosierung von 5,7 mg L^{-1} Al^{3+} entsprach. Diese Aluminiumbehandlung des Barleber Sees bewirkte eine erhebliche und nachhaltige Reduktion der Phosphorkonzentration, die mit einer spürbaren Wasserqualitätsverbesserung einherging. Diese Verbesserung des Seezustandes blieb über fast 30 Jahre stabil. Seit 2016 wurden aber wieder steigende Phosphorkonzentrationen und Algenabundanzen beobachtet, die in den Sommern 2017, 2018 und 2019 zu Cyanobakterien-Massenentwicklungen und zeitweiligen Badeverboten führten (u.a. UFZ-Bericht WAP 72/2017).

Im Auftrag der Stadt Magdeburg wurde daher durch die Fa. Tauber vom 15.7. bis 15.10.2019 eine Nährstofffällung durch Einbringen von 998 Tonnen Poly-Aluminium-Chlorid (PAC) durchgeführt. Diese Maßnahme wurde durch das Department Seenforschung des UFZ mit einer unabhängigen wissenschaftlichen Untersuchung begleitet (UFZ-Abschlussbericht FOR F1933 vom 31.3.2020).

Von Ende März (23.3.) und bis Ende April (21.4.) 2020 erfolgte zur Absicherung der ersten Nährstofffällung eine Nachfällung mit weiteren 250 t PAC durch die Fa. Tauber im Auftrag der Stadt Magdeburg. Hierzu wurde durch das Department Seenforschung des UFZ eine weitere unabhängige wissenschaftlichen Begleitung im Auftrag der Stadt Magdeburg durchgeführt (UFZ-Abschlussbericht FOR F2018 vom 15.4.2021).

Der vorliegende Bericht dokumentiert die weitere Fortführung dieser begleitenden limnologischen Untersuchungen des Barleber Sees im Jahr 2021 mittels:

1. Durchführung monatlicher (Januar bis April und Nov./Dez.) und im Sommer (Mai bis Oktober) 2-wöchentlicher Probenahmen auf dem Barleber See
2. Erfassung der Nährstoffdynamik, Schichtungsentwicklung und Planktonentwicklung des Barleber Sees
3. Erhebung weiterer chemischer Wassergüteparameter

1.1 Probenahmestelle

Die Position für die tiefenorientierte Entnahme der Wasserproben und die Sondenprofile wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit auf die tiefste Stelle (ca. 10 m) festgelegt, die vom UFZ seit 2016 in unterschiedlichem Umfang untersucht wird (52,2231° N, 11,6450° E; WSG 84).

2. Material und Methoden

2.1 Sondenprofile der physiko-chemischen Parameter

An der Hauptprobenstelle BA-1, der mit knapp 10 m tiefsten Stelle im Barleber See, wurden von Januar bis April des Jahres 2021 monatliche und anschließend bis Ende Oktober 2021 zwei-wöchentliche und danach bis Dezember 2020 wieder monatliche Tiefenprofile der Messgrößen: Temperatur (T), pH-Wert, Sauerstoffgehalt (O_2), elektrischen Leitfähigkeit (LF), Trübung und Chlorophyll-a-Gehalt (Chl-a) mit einer Multiparametersonde (CTM644; Sea+Sun Techn. Inc., USA) aufgenommen. Parallel wurde die Messsonde Fluoroprobe (Firma bbe Moldaenke, Schwentinental) eingesetzt. Sie kann verschiedenen Algengruppen sowie Cyanobakterien unterscheiden.

2.2. Wasserprobenahmen und –analysen

An der Hauptprobenstelle BA-1 wurden parallel zu den Tiefenprofilen der physiko-chemischen Parameter (s. Kap. 2.1) zu den gleichen Terminen Tiefenprofile der Wassergüte-Parameter durch die Entnahme von Wasserproben aus 0m, 2,5m, 5m, 7m und 9m untersucht. Die analysierten Verbindungen und zugehörigen Analysenmethoden sind in Tab.2.1 aufgeführt. Ergänzt wurden diese Analysen durch eine integrierte, mit Lugol fixierte Wasserprobe des Epilimnions für die Algenartenbestimmung (Unterauftrag der Fa. IDUS, Ottendorf-Okrilla).

2.3 Planktonbestimmungen

Die Beprobung des Phytoplanktons erfolgte als epilimnische Mischprobe. Die erhobenen Daten sind also repräsentativ für die oberen Gewässerschichten und somit für vergleichende Analysen gut geeignet. Die Bestimmung der Artenzusammensetzung und des Biovolumens des Phytoplanktons erfolgte durch eine mikroskopische Analyse und Auszählung entsprechend DIN EN 15204:2006-12 und DIN EN 16695:2015-12 bzw. in Anlehnung an Utermöhl (1958) im Rahmen eines Unterauftrages durch die Firma IDUS GmbH (Ottendorf-Okrilla). Die mit dem Wasserschöpfer entnommenen und fixierten Proben wurden bis zur Auswertung in Braunglasflaschen in Dunkelheit aufbewahrt.

Tab. 2.1: Parameter der Wasserqualitätsanalyse an BA-1 in 6 Tiefenstufen mit Probenvorbereitung, Analyseninstrumenten und Referenzen

Parameter	Probenvorbereitung	Analysen-Instrument	Referenz
DIC, DOC	Filtration mit 0.45 µm Spritzenfilter	C-analyzer (Dimatec, Germany)	DIN EN 1484: 1997-08 1998; Herzsprung et al. 1998
TIC, TOC	Braunglas-Schliffstopfflasche blasenfrei abgefüllt	C-analyzer (Dimatec, Germany)	DIN EN 1484: 1997-08 1998; Herzsprung et al. 1998
TNb	Bestimmung von Stickstoff nach oxidativem Aufschluss mit Peroxidisulfat	CFA (Skalar, The Netherlands)	EN ISO 11905-1- H36
NO_3^- -N	Filtration mit 0.45 µm Membranfilter	CFA (Skalar, The Netherlands)	DIN_EN_ISO_13395, 1996; Herzsprung et al. 2005
NH_4^+-N	Filtration mit 0.45 µm Membranfilter	CFA (Skalar, The Netherlands)	DIN_EN_ISO_11732 2005; Krom 1980
SRP	Filtration mit 0.45 µm Membranfilter	CFA (Skalar, The Netherlands)	DIN_EN_ISO_6878 2004; Mecozzi 1995
Si	Filtration mit 0.45 µm Membranfilter	CFA (Skalar, The Netherlands)	Smith & Milne 1981
TP	Ansäuerung mit verdünnter H2SO4 (1:4) bei der Probenahme; Aufschluß mit HCl	CADAS 2000 (Dr. Lange, Düsseldorf, Germany)	DIN_EN_ISO_6878 2004; Rönicke et al. 2008
SO_4^{2-} , Cl^-	Filtration mit 0.45 µm Membranfilter	ICS-3000 (Dionex, Idstein, Germany)	DIN_EN_ISO_10304-2 1996
Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn	Filtration mit 0.45 µm Membranfilter; Ansäuerung mit konz. HNO3	ICP-OES, Optima 3000 (Perkin-Elmer, Germany)	DIN_EN_ISO_11885:1997; Baborowski et al. 2011
Chl-a and pigments	Filtration mit GFF 13 und GFF 47	HPLC (Dionex, Idstein, Germany)	Koschorreck et al. 2011
Phytoplankton	Braunglasflasche mit Lugol	Zeiss Axiovert 135	Unterauftrag IDUS

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sondenprofile

Die Ergebnisse der Messungen der physiko-chemischen Parameter (T, pH, LF, O_2, Chl-a und Trübung) mit den Multiparameter-Sonden an der Probenstelle BA-1 im Tiefenprofil sind im Datenanhang in Tab. A1 angegeben. Zur besseren Einordnung der Ergebnisse für den beauftragen Zeitraum sind zusätzliche Messungen, die der Auftragnehmer seit Januar 2021 durchgeführt hat, mit aufgelistet und mit in den Konturenplots für die einzelnen Parameter verwendet worden (Abb. A1 bis A8 im Datenanhang).

Der pH-Wert lag ganzjährig in allen Wassertiefen über pH 7.0 (7,4 bis 8,3; Tab. A1 und Abb. A2 im Datenanhang). Die Temperatur-korrigierte Leitfähigkeit zeigte über den Jahresverlauf nur geringe Unterschiede mit max. 2,05 mS/cm in den Wintermonaten (Januar-März und November/Dezember) und minimal 1,93 mS/cm im Zeitraum April bis Oktober (Tab. A1 und Abb. A3 im Datenanhang). Dieser Effekt könnte durch eine geringe Kalzitfällung im Sommer erklärbar sein; allerdings sind keine entsprechende Konzentrationsänderung im Kalzium über das Jahr erkennbar (Tab. A2 im Datenanhang). Die Ausbildung einer anoxischen Tiefenwasserzone (Abnahme der Sauerstoffsättigung bzw. Sauerstoffkonzentration) begann erst im Juli und hielt nur bis zum Oktober an und reichte vom Grund ausgehend auch nur bis in 8 m Wassertiefe (Tab. A1, Abb. A4 und A5 im Datenanhang).

Die Chlorophyll-a-Messungen als Maß für Algenvorkommen zeigen erst im August einen moderaten Anstieg von 2 auf 7 µg/L (Abb. 3.1, Tab. A3 im Anhang) und ab Mitte November wieder eine Abnahme auf unter 4 µg/L, die gut mit der Entwicklung der Sichttiefe an der Messstelle BA1 (Abb. 3.2) korrelieren. Die Messungen mit der Sonde CTM644 zeigen einen vergleichbaren Konzentrationsbereich von Chlorophyll-a mit max. 5 µg/L im Juli (Abb. 3.3).

Die Entwicklung der Sichttiefe an der Messstelle BA1 (Abb. 3.3) zeigte mehrere Minima und Maxima in 2021. Die geringe Sichttiefe im Frühjahr wurde vermutlich durch eine Kieselalgenblüte (s. Kap. 3.3) verursacht. Darauf folgte im Frühsommer eine Klarwasserphase mit Sichttiefen von 8 m, die sich ab Juli bis September durch das Aufkommen von Dinoflagellaten und Grünalgen wieder verringerte. Ab Oktober war die Sichttiefe wieder durch die trübende Wirkung einer Kieselalgen-Entwicklung geprägt (s. Kap. 3.3), blieb aber trotzdem weiterhin bei 4m.

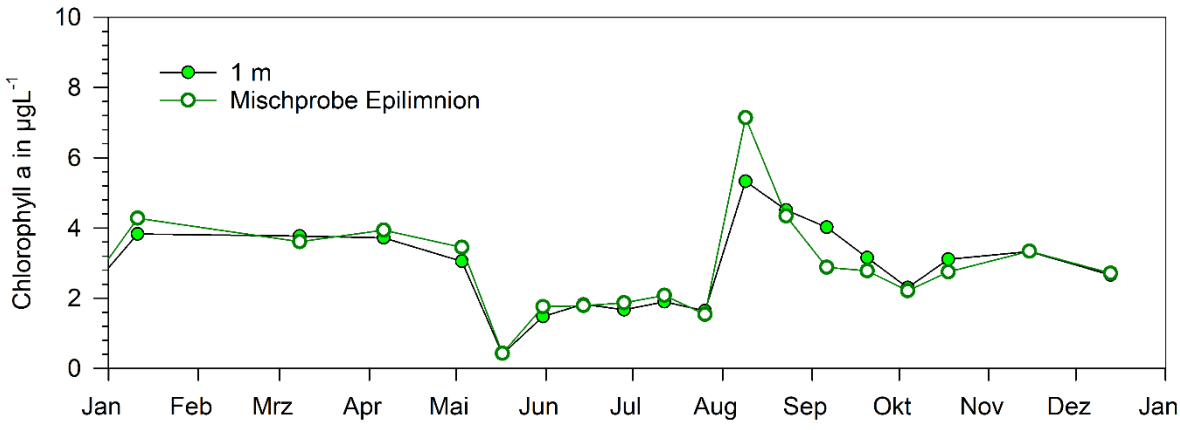

Abb. 3.1: Jahresverlauf von Chlorophyll-a (µg/L) an BA-1 im Barleber See 2021 aus chemischen Analysen (s. Tab. A3 im Anhang)

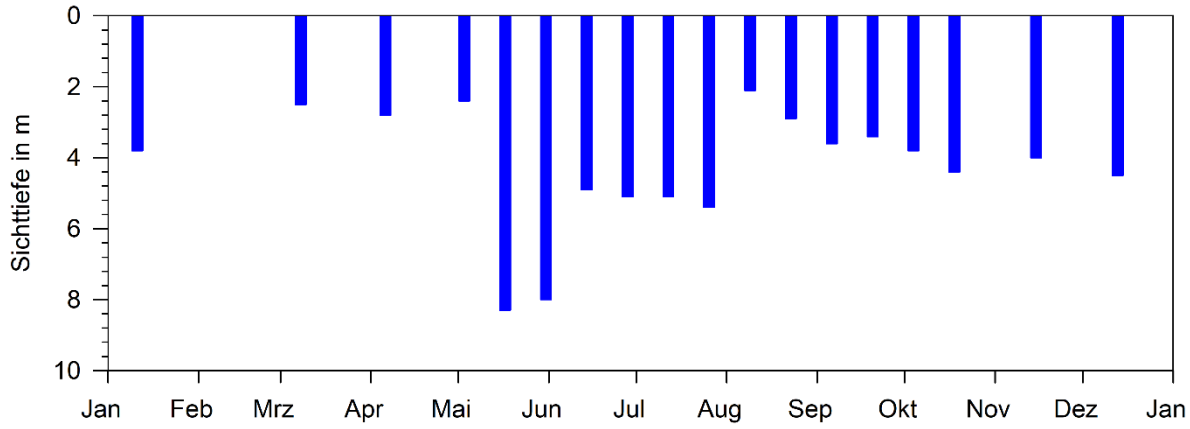

Abb. 3.2: Jahresverlauf der Sichttiefe (m) an BA-1 im Barleber See 2021

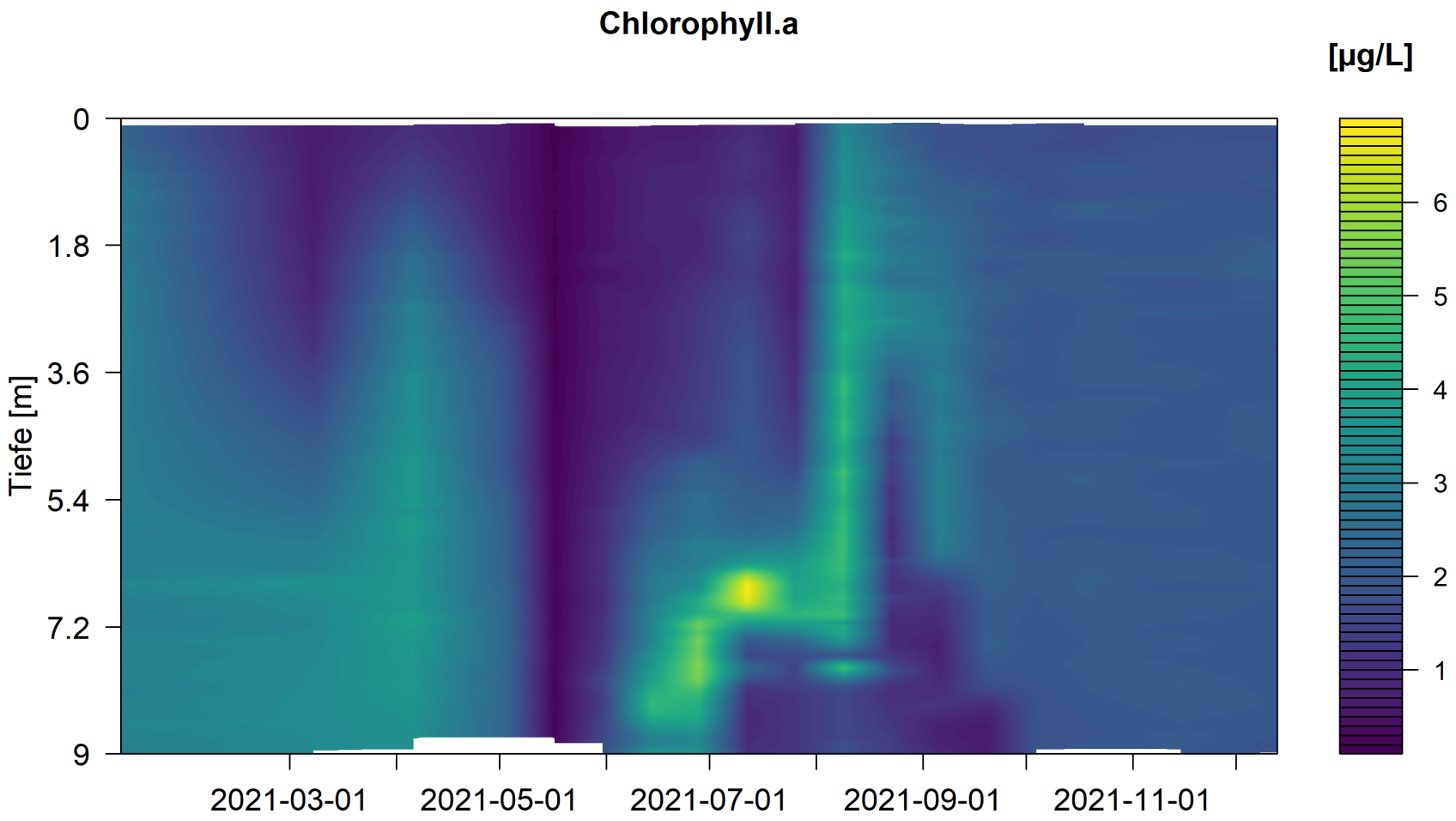

Abb. 3.3: Konturplot aus Sondendaten (CTM644) von Chlorophyll-a gesamt (µg/L) an BA-1 im Barleber See 2021

3.2 Wasseranalysen

Die Ergebnisse der chemischen Wasseruntersuchungen sind in Tab. A2 im Datenanhang im Detail aufgelistet. Hier werden nur ausgewählte Ergebnisse graphisch dargestellt und diskutiert. Da die Nährstofffällung auf die Beseitigung des Phosphors aus dem Wasser und seine Fixierung im Sediment zielte, wurden verschiedene Wasserinhaltsstoffe ausgewählt, deren Konzentrationen unmittelbar durch die Einbringung von PAC beeinflusst wurden (Aluminium, Chlorid, Pufferkapazität).

Abb. 3.4 zeigt die Entwicklung der Konzentration des gelösten, reaktiven Phosphors (SRP) für das Jahr 2021. Bis zum August lagen die SRP-Konzentrationen in allen Wassertiefen nahe oder unter der Bestimmungsgrenze von 3 µg/L. Nur im August steigen die Konzentrationen durch reduktive Rücklösung aus dem Sediment bis auf 30 µg/L an, aber diese Zunahme bleibt auf die anoxische Tiefenwasserzone unter 8 m Wassertiefe beschränkt und schon im September liegen die Gehalte wieder an der Bestimmungsgrenze. Dennoch wird diese moderate Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment im August ursächlich für die Phytoplanktonentwicklung zu dieser Zeit anzusehen sein.

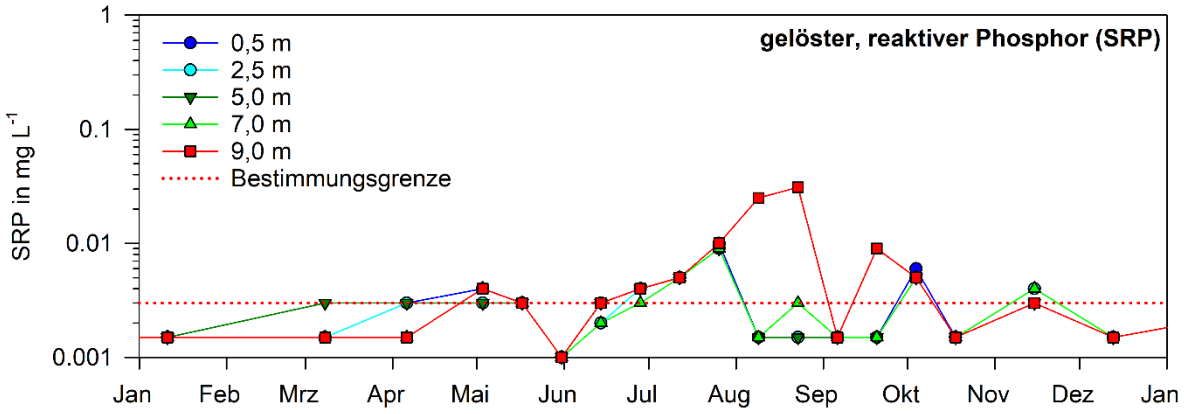

Abb. 3.4: Entwicklung der Konzentration des gelösten, reaktiven Phosphors (SRP) in 2021

Die in Abbildung 3.5 gezeigte Entwicklung des Gesamtphosphors (TP) verlief weitgehend analog der des SRP mit den gleichen Ursachen dahinter. Die TP-Konzentrationen sind als niedrig zu bezeichnen und entsprechen nach den Erfahrungen mit der Phosphorfällung im Barleber See in 1986 den Erwartungen.

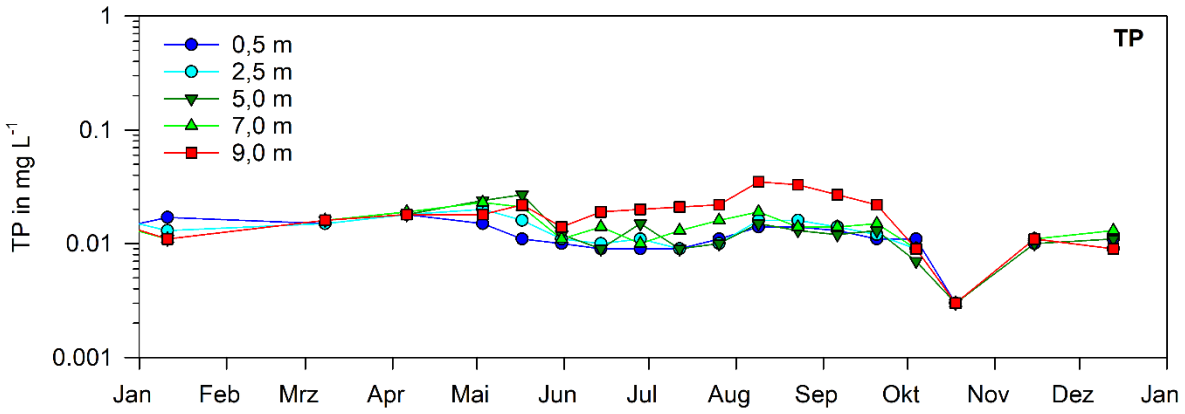

Abb. 3.5: Entwicklung der Konzentration des Gesamtphosphors (TP) in 2021

Mit der Verwendung von PAC zur Fällung wurden 2019 und 2020 absichtlich große Mengen gelösten Aluminiums in das Gewässer eingebracht. Da frei gelöste Aluminium-Ionen für ihre Toxizität bekannt sind, war die Entwicklung der Aluminiumkonzentration von besonderem Interesse. Abbildung 3.6 zeigt den Jahresverlauf für die gelösten Aluminium-Konzentrationen. Nur in den Sommermonaten (Mai bis September) treten messbare Konzentrationen von Aluminium in der anoxischen Tiefenwasserzone auf, die aber deutlich unter dem Grenzwert der deutschen Trinkwasserverordnung von 0,2 mg/L blieben (TWVO 2016). Ab Oktober fallen die Konzentrationen wieder unter die Bestimmungsgrenze von 0,02 mg/L. Unter oxischen Bedingungen und circum-neutralen pH-Werten ist Aluminium in Wasser nicht löslich.

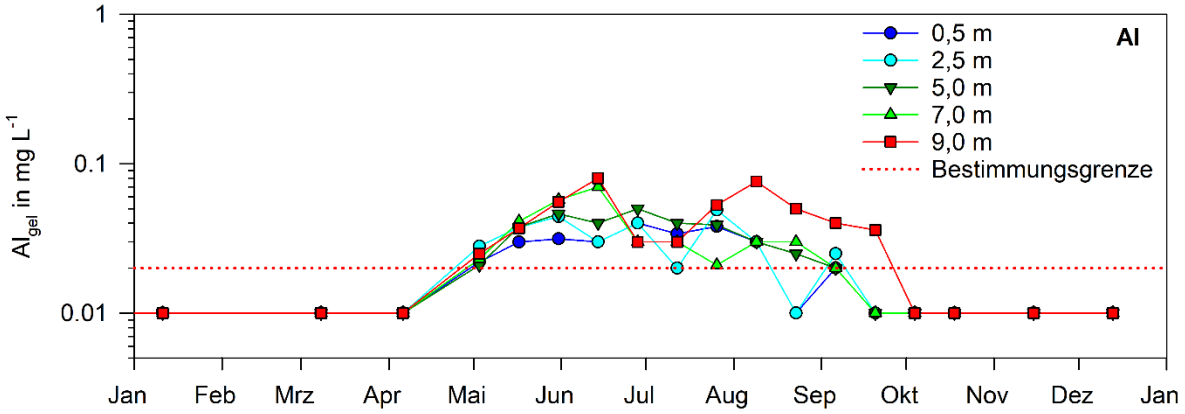

Abb. 3.6: Entwicklung der Konzentration des gelösten Aluminiums (Al) in 2021

Abb. 3.7 zeigt die Entwicklung der Pufferkapazität (z.B. Pufferkapazität gegenüber Säuren) im Seewasser. Die Pufferkapazität hat sich bei ca. 2 mmol/L eingestellt und ist damit als sehr gut einzustufen. Im anoxischen Tiefenwasser stieg sie in den Sommermonaten sogar bis auf 3,9 mmol/L am 23.8.2021 an. Insgesamt war in 2021 wie schon in 2020 eine allmählicher Wiederanstieg der Pufferkapazität zu verzeichnen, wenn auch nur ein kleiner. Die durch die PAC-Applikation bewirkte Verringerung ist noch nicht wieder völlig kompensiert. Dennoch ist

der Barleber See ausreichend und gut gepuffert. Wie schon in Kap. 3.1 ausgeführt, ist sein pH-Wert ganzjährig im circum-neutralen Bereich.

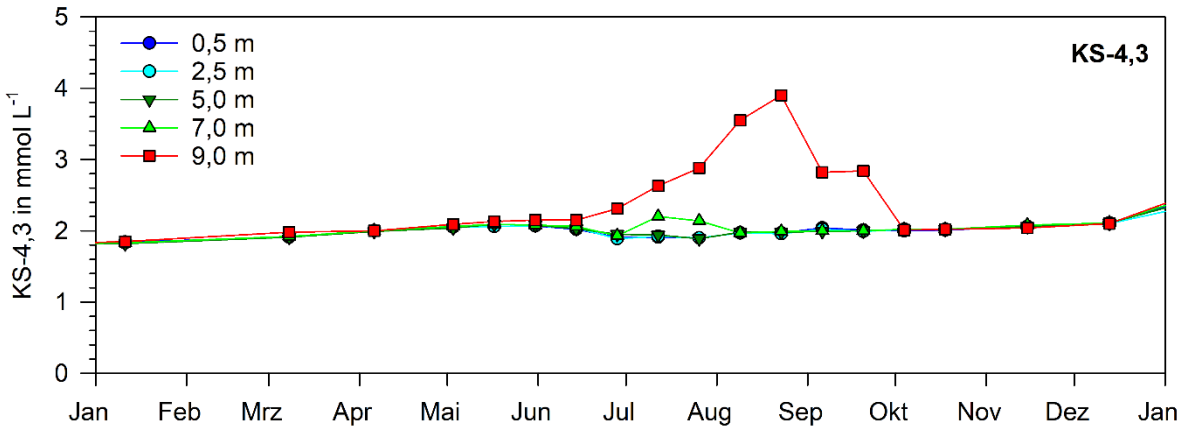

Abb. 3.7: Entwicklung der Pufferkapazität gegen Säuren bis zu einem pH-Wert von 4,3 (KS-4,3) in 2021

Das mit dem PAC 2019 und 2020 in den See eingebrachte Chlorid ist nahezu völlig konservativ, d.h. es unterliegt fast keinen chemischen Reaktionen oder Wechselwirkungen mit Partikeln oder dem Sediment und wird auch nicht von Wasserorganismen für Wachstum oder Stoffwechsel genutzt (Ausnahme: geringfügige Adsorption <<10% an Sedimentpartikel). Entsprechend war im Zuge der Fällung 2019 ein Anstieg der Chloridkonzentration von ca. 180 mg/L auf ca. 220 mg/L zu beobachten gewesen. Diese Chloridkonzentration wurde auch im ganzen Jahr 2020 und jetzt auch in 2021 unverändert in allen Tiefenstufen vorgefunden. Eine Verdünnung durch die Anbindung an das Grundwasser konnte somit bisher nicht festgestellt werden, was für eine sehr geringe Austauschrate spricht und/oder für eine Kompensation durch eine im Sommer erhöhte Verdunstung.

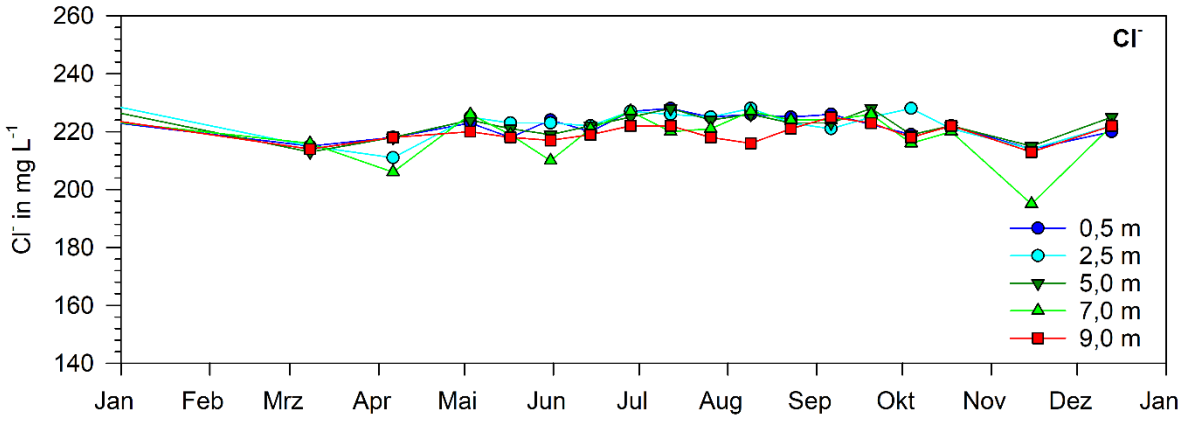

Abb. 3.8: Entwicklung der Konzentration des Chlorids (Cl^-) in 2021

3.3 Phytoplanktonanalysen

Abb. 3.9 zeigt, dass die insgesamt gefundenen Biovolumina durch die Chlorophyllmessungen gut wiedergegeben wurden und dass auch die Sichttiefe maßgeblich durch das Phytoplankton bestimmt wurde und damit als sehr einfache Messmethode sehr gut als Orientierungsmaß dienen kann. Die Phytoplanktonbiovolumina waren in 2021 erheblich kleiner als vor der PAC-Einbringung in 2019 und auch noch etwas kleiner als in 2020. Vor 2019 wurden nahezu 10 mm³/L Gesamtbiovolumen erreicht und es dominierten Cyanobakterien die Maxima, mit Ausnahme der starken Entwicklung von Kieselalgen Ende Februar/Anfang März 2019. In 2020 und auch in 2021 spielten die Cyanobakterien hingegen keine Rolle und die Biovolumina des gesamten Phytoplanktons erreichten im ganzen Jahr 2021 nur max. 1,5 mm³/L Biovolumen im August.

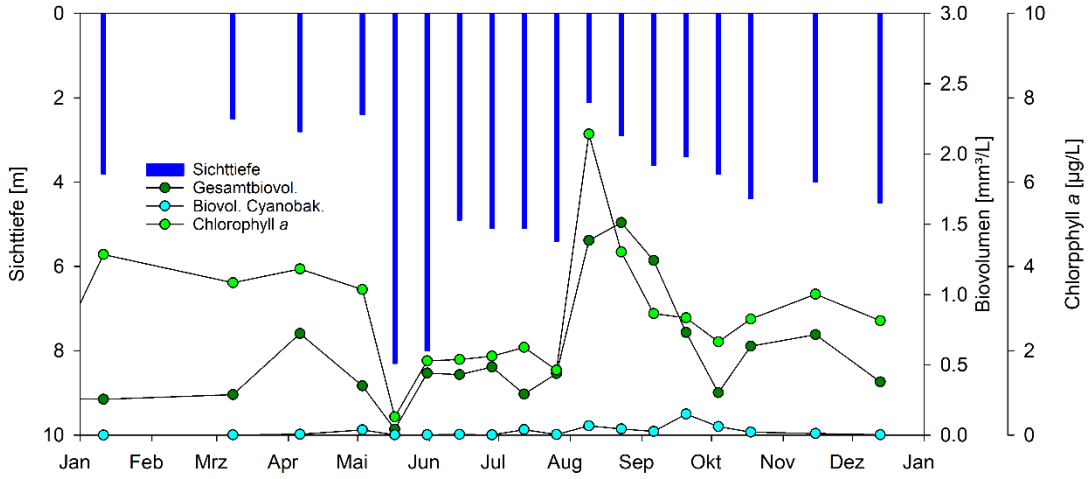

Abb. 3.9: Vergleich von Phytoplanktonbiovolumen, Biovolumen der Cyanobakterien, Chlorophyll *a*-Konzentration (Labormessung) und Sichttiefe im Barleber See im Jahr 2021

Die detailliertere Darstellung der Phytoplanktonbiovolumina in Abb. 3.10 zeigt, dass im Frühjahr 2021 Kieselalgen dominierten, was eine typische Erscheinung in vielen Seen in Deutschland ist. Ab Juni dominieren, wie in den Vorjahren Dinophyceen, die auch schon vor der PAC-Ausbringung immer wieder in hohen Biovolumina auftraten, insbesondere vertreten durch *Ceratium hirundinella*. Diese Art zeichnet sich durch sehr große Zellen aus und wirkt sich daher nur relativ wenig als Trübung auf die Sichttiefe aus. Das hat schon in der Zeit nach der Restaurierung des Barleber Sees im Herbst 1986 erheblich zur für den Badebetrieb wichtigen Klarheit des Seewassers beigetragen, insbesondere nach dem Jahr 2000. Ab 2000 trat *Ceratium hirundinella* immer wieder als dominierende Art auf. Aber auch für diese Art gilt, dass die in 2021 erreichten Biovolumina erheblich kleiner als in den vorangegangenen Jahren waren. Ende August setzte dann die schon weiter oben erwähnte, überraschend starke Phytoplanktonentwicklung ein, die von relativ kleinzelligen, in großen Zellzahlen auftretenden Grünalgen dominiert wurde. Dem schloss sich im Oktober eine Entwicklung von relativ kleinen Kieselalgen an, die ebenfalls in großer Zahl auftraten. Entsprechend machte sich das in beiden

Fällen auch in der Sichttiefe bemerkbar, denn kleine Partikel haben einen stärkeren Effekt auf die Sichttiefe als große Partikel durch eine erheblich höhere Lichtstreuung.

Über das Jahr gesehen haben sich die Verhältnisse im Barleber See aber auch hinsichtlich des Phytoplanktonaufkommens und der Sichttiefe seit der Phosphorfällung deutlich und stabil verbessert und entsprechen den hohen Anforderungen eines attraktiven Badegewässers.

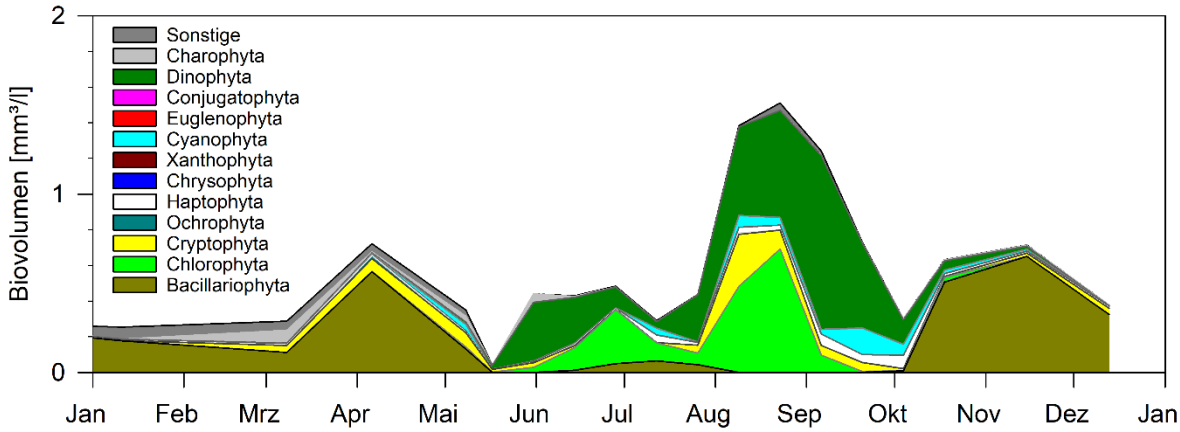

Abb. 3.10: Zusammensetzung des Phytoplanktons und Dynamik des Biovolumens im Barleber See im Jahr 2021

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Entwicklung der Wasserqualität im Barleber See hat sich im Jahr 2021 als sehr gut gezeigt und damit die schon im Jahr 2019 nach der ersten großen Nährstoff-Fällung mit knapp 1000 t PAC und der im Frühjahr 2020 erfolgten Nachfällung mit ca. 250 t PAC eingetretene positive Entwicklung fortgesetzt. Eine kurzfristige Rücklösung von Phosphor (August) an der tiefsten Stelle (BA-1, 10 m) aus dem Sediment oder aus abgestorbenen und zersetzten Algen konnte zwar auch damit nicht verhindert werden, aber die Konzentration des rückgelösten Phosphors blieb jedoch mit max. 30 µg/L SRP (= 30 µg/L TP) moderat und führte in der Folge nur zu einer aus Sicht der Wassergütebewertung vollkommen unbedenklichen Grünalgenentwicklung.

Insgesamt ergibt sich somit ein Bild, das den Erwartungen entspricht, denn die durchgeführte Behandlung mit PAC kann den vorhandenen Phosphor nicht aus dem System entfernen, sondern lediglich langfristig im Sediment immobilisieren. Die Erreichung dieses Zieles ist durch die gewonnenen Monitoringdaten abgesichert und somit die erfolgreiche Seenrestaurierung auf Basis der vorliegenden Daten dokumentiert. Eine fortlaufende Erfolgskontrolle sollte in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie weiterhin erfolgen.

Der langfristige Erfolg der Maßnahme sollte unserer Ansicht nach daher durch ein fortlaufendes Monitoring des Gewässerzustands, dass auch die Sedimente in angemessenen Zeiträumen untersucht, verfolgt werden. Hierfür sind aber weniger häufige Beprobungen ausreichend und das Monitoring im Sinne der WRRL bietet hier bereits einen wichtigen Baustein. Diesbezüglich sollten Absprachen zwischen Stadt und LHW erfolgen. Ebenfalls zu empfehlen ist ein regelmäßiges Monitoring des Grundwassers, um die durch Dr. Hannapel gewonnenen Erkenntnisse, die mit nur wenigen Untersuchungen unterlegt sind, weiter abzusichern und die neu angelegten Grundwassermessstellen sinnvoll zu nutzen.

Neben der Arbeit am Monitoring wurden zum Barleber See in 2021 durch das UFZ-Department Seenforschung auch zwei wissenschaftliche Artikel veröffentlicht, die zum einen die Entwicklung von 1985 bis 2016 (Rönicke et al. 2021) und zum anderen die Entwicklung zu Beginn 2019 (Kong et al. 2021) zum Gegenstand haben. Beide Artikel wurden dem Auftraggeber bereits mit der Übergabe des Zwischenberichtes überlassen.

Literaturverzeichnis

Baborowski, M., Büttner, O. & Einax, J. W. (2011) Assessment of Water Quality in the Elbe River at Low Water Conditions Based on Factor Analysis. Clean – Soil, Air, Water 39, 437-443.

DIN 38414-2 (1985) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-. Abwasser- und Schlammuntersuchung– Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung des Wassergehaltes und desbTrockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (S2). Beuth Verlag. Berlin.

DIN 38414-3 (1985) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-. Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung des Glührückstandes und des Glühverlustes einer Schlammprobe (S3). Beuth Verlag. Berlin.

DIN 38414-12 (1986) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-. Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung von Phosphor in Schlämmen und Sedimenten (S12). Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN 1484 (1997) Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC); Deutsche Fassung EN 1484- 1997. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 10304-2 (1996) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 2: Bestimmung von Bromid. Chlorid. Nitrat. Nitrit. Orthophosphat und Sulfat in Abwasser (ISO 10304-2:1995); Deutsche Fassung EN ISO 10304-2:1996 Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid. Chlorid. Fluorid. Nitrat. Nitrit. Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 11905-1 (1998) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Stickstoff - Teil 1: Bestimmung von Stickstoff nach oxidativem Aufschluß mit Peroxodisulfat. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 11732 (2005) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Ammoniumstickstoff - Verfahren mittels Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (ISO 11732:2005); Deutsche Fassung EN ISO 11732:2005. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 11885 (1997) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ISO 11885:1996); Deutsche Fassung EN ISO 11885:1997. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 13395 (1996) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Nitritstickstoff. Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (ISO 13395:1996); Deutsche Fassung EN ISO 13395:1996. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN ISO 6878 (2004) Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004. Beuth Verlag. Berlin.

DIN ISO 10694 (1996) Soil quality - Determination of organic and total carbon and total nitrogen after dry combustion (elementary analysis) (ISO 10694:1995). Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN 15204:2006-12 (2006) Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik); Deutsche Fassung EN 15204:2006. Beuth Verlag. Berlin.

DIN EN 16695:2015-12 (2015) Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens; Deutsche Fassung EN 16695:2015. Beuth Verlag. Berlin.

Herzsprung, P., Friese, K., Packroff, G., Schimmele, M., Wendt-Potthoff, K. & Winkler, M. (1998) Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. Acta hydrochimica et hydrobiologica 26, 253-262.

Herzsprung, P., Duffek, A., Friese, K., de Rechter, M., Schultze, M. & Von Tuempling, W. (2005) Modification of a continuous flow method for analysis of trace amounts of nitrate in iron-rich sediment pore-waters of mine pit lakes. Water Research 39, 1887-1895.

Herzsprung, P., Bozau, E., Büttner, O., et al. (2006) Routine analysis of sediment pore water of high ionic strength. Acta hydrochimica et hydrobiologica 34, 593-607.

Kong X, Seewald M, Dadi T, Friese K, Mi C, Boehrer B, Schultze M, Rinke K, Shatwell T (2021): Unravelling winter diatom blooms in temperate lakes using high frequency data and ecological modeling. Water Res. 190: art. 116681. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116681

Koroleff, F. (1972) Determination of total nitrogen in natural waters by means of persulphate oxidation. In: New Baltic Manual with methods for sampling and analysis of physical, chemical, and biological parameters (Carlsberg S.R., ed.), International Council for Exploration of the Sea , Charlottenlund, pp. 73-78.

Koschorreck, M., Boehrer, B., Friese, K., Geller, W., Schultze, M. & Wendt-Potthoff, K. (2011) Oxygen depletion induced by adding whey to an enclosure in an acidic mine pit lake. Ecological Engineering 37, 1983-1989.

Krom, M. (1980) Spectrophotometric determination of ammonia; a study of modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. Analyst 109, 305-316.

Mecozzi, M. (1995) Robust regression methods to calibrate a continuous flow analyzer in the colorimetric analysis of inorganic phosphorus in seawater. Talanta 42, 1239-1244.

Nydahl, F. (1978) On the peroxodisulphate oxidation of total nitrogen in waters to nitrate. Water Research 12, 1123-1130.

Rönicke, H., Doerffer, R., Siewers, H., et al. (2008) Phosphorus input by nordic geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. Fundamental and Applied Limnology 172, 111-119.

Rönicke, H., Frassl, M.A., Rinke, K., Tittel, J., Beyer, M., Kormann, B., Gohr, F., Schultze, M., (2021): Suppression of bloom-forming colonial cyanobacteria by phosphate precipitation: A 30 years case study in Lake Barleber (Germany). Ecol. Eng. 162 , art. 106171

Smith, J. D. & Milne, P. J. (1981) Spectrophotometric determination of silicate in natural waters by formation of small alpha, Greek-molybdosilicic acid and reduction with a tin(IV)-ascorbic acid-oxalic acid mixture. Analytical Chimica Acta 123, 263-270.

Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996) Aquatic chemistry. 3rd edition, John Wiley & Sons, New York.

TWVO (2016): "Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. September 2021 (BGBl. I S. 4343) geändert worden ist": http://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2001/BJNR095910001.html

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9, 1-40.

Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen im Daten-Anhang

Tab. A1: Ergebnisse der Multiparameter-Sondenmessungen für Temperatur, elektrische Leitfähigkeit (Temperatur-korrigiert auf 25°C), Sauerstoffsättigung und –konzentration, pH-Wert, Trübung und Chlorophyll-a –Gehalt im Tiefenprofil an Probenstelle BA-1 für den Barleber See im Jahr 2021

Tab. A2: Ergebnisse der wasserchemischen Analysen für DIC, DOC, KB 8.2, KS 4.3, K, Na, Mg, Ca, SO4, SO4 (korrigiert ohne 3 Ausreißer), Cl, TP, SRP, TN, NO3-N, NH4-N, Mn, Fe, Al im Tiefenprofil von Probenstelle BA-1 in 2021 (n.a.: nicht analysiert; E.a.: Ergebnis ausstehend; k.P.: keine Probe)

Tab. A3: Ergebnisse der wasserchemischen Analysen für Chlorophyll-a aus der epilimnischen Mischprobe und aus 1 m Wassertiefe von Probenstelle BA-1 in 2021

Tab. A4: Ergebnisse der Phytoplanktonanalysen nach Taxa und Klasse für die epilimnischen Proben im Jahr 2021 im Barleber See (BV: Biovolumen)

Abb. A1: Konturenplot für Temperatur (°C) an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)

Abb. A2: Konturenplot für pH-Wert an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)

Abb. A3: Konturenplot für Leitfähigkeit (mS/cm; korrigiert auf 25°C) an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)

Abb. A4: Konturenplot für Sauerstoffgehalt (mg/L) an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)

Abb. A5: Konturenplot für Sauerstoffsättigung (%) an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)

Abb. A6: Konturenplot für Trübung (FTU) an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)

Abb. A7: Konturenplot für Chlorophyll-a (µg/L) an BA-1 im Barleber See für das Jahr 2021 (CTM644)