

Limnologische Übersichtsuntersuchung des Gemeindesee Biblis 2020



(Bildautor Dr. Marcus Werum)

Auftraggeber:
Stadt Biblis

Auftragsdatum: 18.09.2020

AGLHH

Tel.: 069 26099120 Fax: 069 26099121

e-mail: werum@aglhh.de, zober@aglhh.de

Internet: www.aglhh.de

LBH-GmbH

Glümerstr. 2a D-79102 Freiburg

unabhängiges Büro für Gewässergutachten

Tel.: 0761/706485 Fax: 0761/706496

e-mail: lbh@gmx.de

Internet: www.gewaesserfragen.de

Bearbeitung

Probenahme:	AGLHH: Dr., Marcus Werum, Dipl. Geogr. Steffen Zober
Einleitung, Untersuchungsgebiet, Vor Ort Parameter:	AGLHH: Dr. Marcus Werum, Dipl. Geogr. Steffen Zober
Hydrochemie:	Dipl. Geogr. Steffen Zober
Chemische Analytik:	Labor IFU, Heitersheim
Phytoplankton Mikroskopie:	Dipl. Biol. Lydia Oschwald Annette Tworeck
Zooplankton Mikroskopie:	Annette Tworeck
Trophie und Plankton:	Annette Tworeck Eberhard Hoehn
Endredaktion:	Eberhard Hoehn Annette Tworeck Dipl. Geogr. Steffen Zober Dr. Marcus Werum
Koordination:	Dr. Marcus Werum

Freiburg im Januar 2021
Frankfurt am Main im Januar 2021

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	6
2. Untersuchungsgebiet	7
3. Methoden	9
3.1 <i>Probenahme</i>	9
3.2 <i>Chemische Analytik</i>	9
3.3 <i>Phytoplankton</i>	10
3.4 <i>Diatomeenanalyse</i>	11
3.4.1 <i>Aufbereitung und Auswertung der pelagischen Diatomeenproben</i>	11
3.4.2 <i>Mikroskopische Auswertung:</i>	12
3.5 <i>Zooplankton</i>	12
3.6 <i>Abschätzung des Fischfraßdruckes nach GROßE (2008)</i>	12
4. Ergebnisse	14
4.1 <i>Sondenparameter und chemische Analytik</i>	14
4.1.1 <i>Biologische und hydrophysikalische Prozesse in stehenden Gewässern</i>	14
4.1.2 <i>Jahreszeitlicher Verlauf der Messergebnisse im Gemeindesee Biblis</i>	15
4.2 <i>Phytoplanktonbefunde</i>	24
4.3 <i>Zooplanktonbefunde</i>	25
5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	28
6. Literatur	31

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Gemeindesee Biblis (Quelle: OpenTopoMap).	7
Abbildung 2: Bathymetrische Karte (Tiefenkarte) des Gemeindesee Biblis. Der rote Punkt markiert die Probeentnahmestelle.	8
Abbildung 3: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, pH-Wert, O ₂ -Konzentration, O ₂ -Sättigung, Leitfähigkeit und Sichttiefe) im Gemeindesee Biblis am 26.08.2020.	15
Abbildung 4: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, O ₂ -Konzentration, Trübung, Chlorophyll a und Phycocyanin) im Gemeindesee Biblis am 26.08.2020.....	16
Abbildung 5: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, pH-Wert, O ₂ -Konzentration, O ₂ -Sättigung, Leitfähigkeit und Sichttiefe) im Gemeindesee Biblis am 21.09.2020.	18
Abbildung 6: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, O ₂ -Konzentration, Trübung, Chlorophyll a und Phycocyanin) im Gemeindesee Biblis am 21.09.2020.....	20
Abbildung 7: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, pH-Wert, O ₂ -Konzentration, O ₂ -Sättigung, Leitfähigkeit und Sichttiefe) im Gemeindesee Biblis am 20.10.2020.	21
Abbildung 8: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, O ₂ -Konzentration, Trübung, Chlorophyll a und Phycocyanin) im Gemeindesee Biblis am 20.10.2020.....	23
Abbildung 9: Entwicklung der Phytoplanktongruppen im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.	24
Abbildung 10: Biomasse potenziell toxinbildender Cyanobakterien im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.	25
Abbildung 11: Taxonomische- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons (Frischgewicht), Größenzusammensetzung des Phytoplanktons, Secchitiefe und Werte des Cladocera-Size-Index (=CSI nach Große 2009) im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.	27

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Termine und beprobte Tiefenbereiche (m) für das Phyto- und Zooplankton der von AGLHH durchgeführten Probenahmen im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.	9
Tabelle 2: Grundformeln zur Berechnung des Biovolumens nach DIN EN 16695 (2015).	11
Tabelle 3: Wertebereiche des "Sommermittelwertes" (Mai-Oktober) des CSI nach GROBE (2009) zur Einschätzung des Fischfraßdrucks auf das Zooplankton sowie der möglichen Biofiltration des Zooplanktons auf das Phytoplankton in den Klassen gering, mittel und hoch für verschiedene Kategorien von Talsperren (TS) nach den Kriterien Mixistyp (gesch = geschichtet) und Gesamtposphor-Jahresmittel (GesP). Der Gemeindesee Biblis fällt in die Kategorie 3.	13
Tabelle 4: Übersicht der ermittelten Nährstoffgehalte im Gemeindesee Biblis am 26.08.2020.	16
Tabelle 5: Übersicht der ermittelten Nährstoffgehalte im Gemeindesee Biblis am 21.09.2020.	19
Tabelle 7: Übersicht der ermittelten Nährstoffgehalte im Gemeindesee Biblis am 20.10.2020.	22
Tabelle 21: Kenngrößen für kritisch belastete Baggerseen nach LfU 2004.	29

1. Einleitung

In früheren Jahren wurde ein erhöhtes Aufkommen von Blaualgen im Gemeindesee nachgewiesen (mündl. Mitteilung). Auf Grund der unzureichenden und unklaren Datenlage zur Entwicklung der Blaualgen und der Nährstoffsituation des Gewässers wurden die Büros AGLHH und LBH von der Gemeinde Biblis beauftragt, im Jahr 2020 eine stichprobenartige limnologische Untersuchung im Spätsommer 2020 durchzuführen, um die aktuelle Nährstoffsituation zu erfassen und das Gewässer auf mögliche Blaualgenvorkommen zu untersuchen.

Die Resultate der stichpunktartigen Untersuchungen sind richtungsweisend und beinhalten noch kein Sanierungskonzept des Gewässers. Je nach Positionierung der Gemeinde bzgl. der weiteren Nutzung und Bewirtschaftung des Gewässers würden entsprechende tiefergehende und umfassendere Untersuchungen notwendig werden.

2. Untersuchungsgebiet

Der zu untersuchende See liegt in der Oberrheinebene in der Nähe der Gemeinde Biblis (siehe Abbildung 1). Die Flächengröße des untersuchten Sees beläuft sich auf ca. 6,5 ha. Nach ersten Echolotuntersuchungen durch die AGLHH wurde eine maximale Tiefe zum Zeitpunkt der Untersuchung von ca. 16,3 m (Abbildung 2) ermittelt. Die mittlere Tiefe beträgt 7,3 m. Anhand der durchgeführten Echolotvermessung resultiert ein ermitteltes Wasservolumen von 476532 m³.

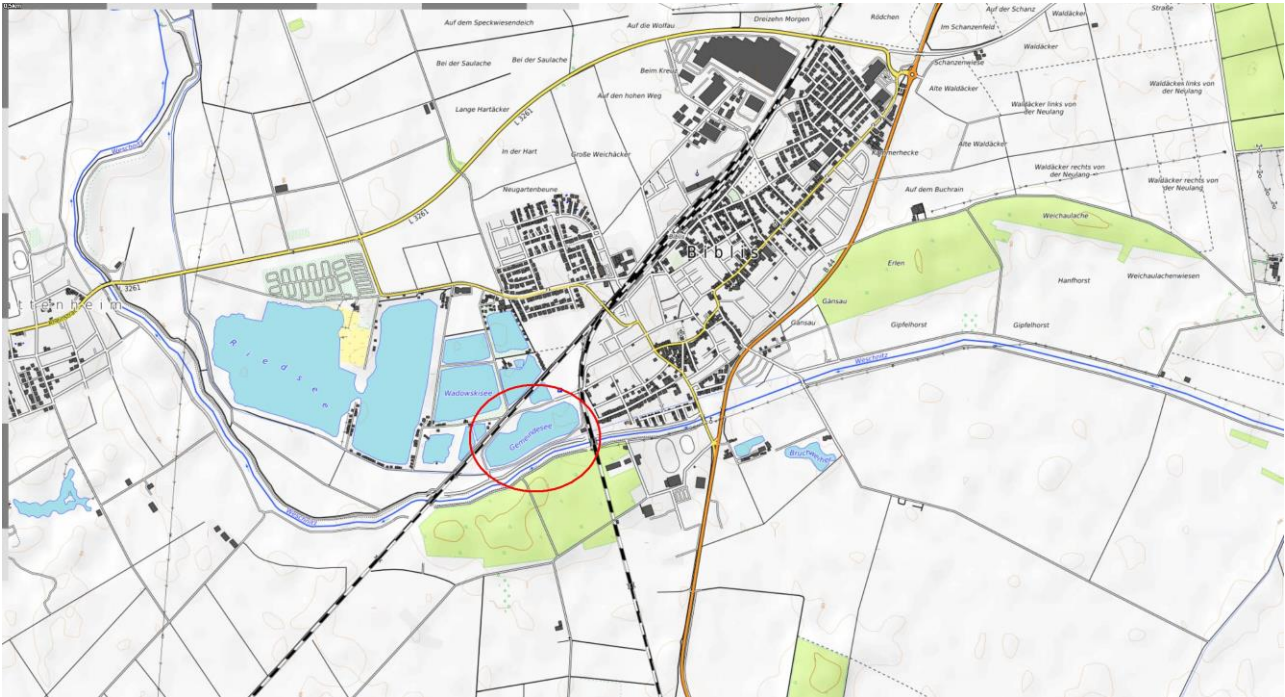


Abbildung 1: Lage des Gemeindesees Biblis (Quelle: OpenTopoMap).

Es handelt um einen ehemaligen Baggersee der im Zuge der Kiesgewinnung entstanden ist. Es ist zu vermuten, dass der See vorwiegend durch Grund- und Regenwasser gespeist wird, erkennbare Zu- und Abflüsse konnten während der Beprobung nicht ermittelt werden.

Neben natürlichen Eintrags- und Austragswegen von Nährstoffen können auch anthropogene Nährstoffpfade für die Ökologie des Gewässers eine wichtige Rolle spielen. Der See wird zum Zeitpunkt der Untersuchung nur durch einen Angelverein bewirtschaftet. Badebetrieb findet zur Zeit nicht statt. Weitere Eintragswege können größere Populationen von Wasservögeln sein. Eine exakte Quantifizierung der Hauptnährstoffeintragspfade sowie -austragspfade ist nicht Bestandteil der vorliegenden Untersuchung. Aufgrund der geringen Anzahl von Messungen und Analysen konnte anhand der gewonnenen Daten keine vollständige Jahresbilanz des Nährstoffkreislaufs erstellt werden. Vielmehr dienten die Untersuchungen dazu, den „Istzustand“ des Sees bezüglich der Nährstoffsituation in einem groben Rahmen abzuschätzen zu können.

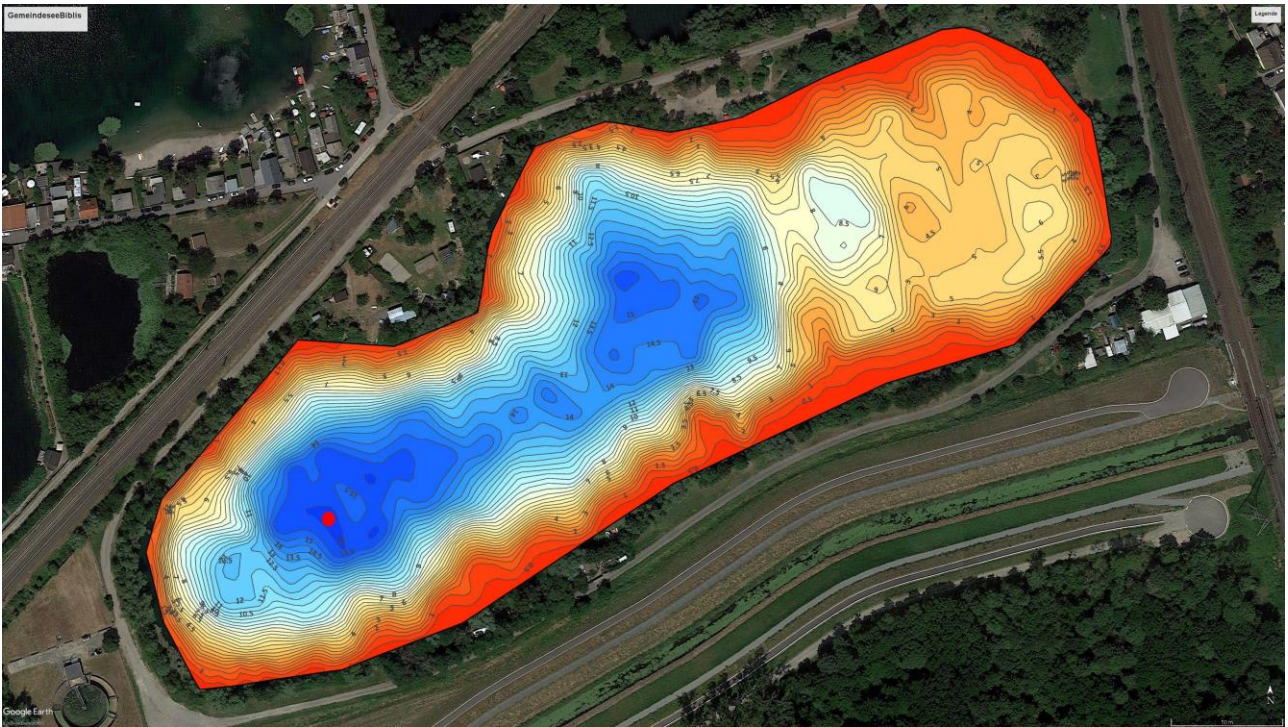


Abbildung 2: Bathymetrische Karte (Tiefenkarte) des Gemeindesee Biblis. Der rote Punkt markiert die Probeentnahmestelle.

3. Methoden

3.1 Probenahme

Im Jahr 2020 wurde der Gemeindesee Biblis von August bis Oktober limnologisch untersucht (Tabelle 1). Die dabei gewählten Entnahmebereiche für das Phyto- und Zooplankton sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Termine und beprobte Tiefenbereiche (m) für das Phyto- und Zooplankton der von AGLHH durchgeführten Probenahmen im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.

Datum	Untersuchungsprogramm	Phytoplankton+ Chlorophyll-a	Zooplankton	Laboruntersuchungen
26.08.2020	Tiefenprofil Sonden+Wasserchemie/Plankton	0-5,3 m	ca. 15 m	Phosphor- und Stickstoffanalytik
21.09.2020	Tiefenprofil Sonden+Wasserchemie/Plankton	0-6,0 m	ca. 15 m	Phosphor- und Stickstoffanalytik
20.10.2020	Tiefenprofil Sonden+Wasserchemie/Plankton	0-5,3 m	ca. 15 m	Phosphor- und Stickstoffanalytik

Die nachfolgenden Probenentnahmegерäte und Untersuchungsgeräte wurden zur limnologischen Untersuchung eingesetzt:

Secchi Scheibe (Ø 20cm) nach ISO 7027-2

Sichttiefenmessung

Tiefen-Multiparametersonde der Firma InSitu

Temperatur, pH, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Redoxpotential, Trübung, Chlorophyll a, Phycocyanin

Wasserschöpfer nach Ruttner der Hydrobios

Entnahme Chemieproben

Summen-Integralschöpfer der Hydrobios

Entnahme biologische Proben
(Phytoplankton und Chlorophyll a)

Planktonnetz mit Flowmeter

Entnahme Zooplanktonproben

3.2 Chemische Analytik

Die chemische Analytik Seewassers wurden im Labor IFU in Heitersheim (Baden) durchgeführt. Zusätzlich wurde ein Tiefenprofil aufgenommen und dabei neben den Parametern Temperatur, Sauerstoff, pH, Redoxpotential und Leitfähigkeit zusätzlich die Trübung, der Phycocyaningehalt (Blualagenchlorophyll) und Gesamt Chlorophyll-a von AGLHH vor Ort anhand einer Fluoreszenzsonde gemessen. Da es sich bei den Fluoreszenzverfahren nicht um genormte Verfahren handelt wurde aus einer Mischprobe der Chlorophyll-a Gehalt von AGLHH nach DIN 31412 L16 im Labor analysiert.

Die chemischen Analysen erfolgten mit folgenden Methoden: PO₄-P nach DIN EN ISO 6878 (D11), Gesamt-Phosphor (Ges-P) nach DIN EN ISO 11885 (E22), NO₃-N nach DIN EN ISO 10304-1 (D20), NH₄-N nach DIN 38406-E5.

3.3 Phytoplankton

Für die Bearbeitung der Proben wurde jeweils ein Teilvolumen von 5 ml aus dem gesamten Probenvolumen in einer kombinierten Plattenkammer (HYDROBIOS) über 24 h absedimentiert. Die mikroskopische Auszählung des Phytoplanktons erfolgte nach UTERMÖHL (1958) im Umkehrmikroskop bei 100 bzw. 125facher und 400 bzw. 500facher Vergrößerung (vgl. HOEHN *et al.* 1998). Die Taxonomie wurde hauptsächlich nach HUBER-PESTALOZZI (1938-83) und Ettl *et al.* (1978-2013) vorgenommen. Die Bestimmungstiefe richtet sich grundsätzlich nach der harmonisierten Taxaliste von MISCHKE & KUSBER (2009). Das darin u. a. enthaltene Mindestbestimmbarkeitsniveau hinsichtlich WRRL-Bewertung wird bei der Bearbeitung in der Regel mindestens eingehalten, oft erfolgte aber auch eine tiefergehende Determination.

Die Berechnung der Biomasse des Phytoplanktons kann über die Bestimmung der Körpervolumina erfolgen. Dabei wird für jede Phytoplanktonart ein mittleres Zellvolumen festgelegt. Um dieses auszurechnen, müssen Längen- und Breitenmessungen mit einer digitalen Bildverarbeitung (Intec EasyMeasure 1.7) oder mit Hilfe einer kalibrierten Okularskalierung vorgenommen werden. Dabei werden einzelne Individuen vermessen, wobei Anhängsel einzelner Zellen - wie etwa Gallerthüllen oder Schwebefortsätze - unberücksichtigt bleiben (vgl. WILLEN 1976, ROTT 1981). Den einzelnen Arten werden dann einfache geometrische Formen und entsprechende mathematische Formeln zugeordnet. Dabei wird die DIN EN-Norm 16695 (2015) zugrunde gelegt (überarbeitet nach MISCHKE *et al.* 2019), welche eine Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens beinhaltet (Tabelle 2). Daraus kann das Biovolumen der Einzelzellen berechnet und durch Bildung der Mittelwerte auf das mittlere Zellvolumen der jeweiligen Art geschlossen werden. Als Mittelwert wird der Medianwert (vgl. PRECHT & KRAFT 1993) verwendet.

Das Gesamtbiovolumen pro Liter einer Art ergibt sich durch Multiplikation deren mittleren Zell-Biovolumina mit der jeweiligen Zellkonzentration (Zellzahl/L). Die Biovolumina der verschiedenen Spezies werden dann zum Gesamtvolumen des Phytoplanktons aufsummiert. Da sich die spezifische Dichte der im Wasser frei schwebenden Phytoplankter von der des Wassers kaum unterscheidet, wird nach LOHMANN (1908) das Biovolumen der Frischmasse gleichgesetzt:

$$1 \text{ mm}^3 \text{ Biovolumen} = 1 \text{ mm}^3 \text{ Wasservolumen und entspricht } 1 \text{ mg Frischmasse.}$$

⇒ **Biomasse- und Biovolumen-Angaben:**

$$\begin{aligned} \Rightarrow 1 \mu\text{g/L} &= 1 \text{ mm}^3/\text{m}^3 \\ \Rightarrow 1 \text{ mg/L} &= 1 \text{ cm}^3/\text{m}^3 = 1 \text{ mm}^3/\text{L} \end{aligned}$$

Tabelle 2: Grundformeln zur Berechnung des Biovolumens nach DIN EN 16695 (2015).

Körperform	Formel zur Volumenberechnung
=Ellipsoid	$= \pi/6 * ([lang] * [breit] * ([breit] * 0.65))$
=doppelter Ellipsoid	$= \pi /6 * ([lang] * ([breit]/2) * (([breit]/2) * 0.6)) * 2$
=Ellipsoid_Dinophyceen	$= \pi /6 * ([lang] * [breit] * ([breit] * 0.82))$
=Drehellipsoid	$= \pi/6 * ([lang] * [breit] * [breit])$
=zwei Drehellipsoide	$= 2 * \pi/6 * ([lang] * ([breit]/2) * ([breit]/2))$
=Kegel mit Halbkugel (Eistüte)	$= \pi/12 * [breit] * [breit] * (([breit]/2) + [lang])$
=Spindel	$= 2 * \pi/15 * [breit] * [breit] * [lang]$
=Kugel	$= \pi/6 * [lang] * [breit] * [lang]$
=doppelte Dreieckspyramide	$= 2 * (1/3 * (1/2 * [breit] * (0.86602540378 * [breit]))) * ([lang]/2)$
	$= (1/2 * [lang] * (1/2 * [lang] * 1.7320508)) * [lang]$
	$= 0,5 * (([breit] + ([breit] * 0,6)) * [lang] * [breit])$
	$= 0,5 * [lang] * [breit] * [breit]$
	$= 1/3 * [lang] * [breit] * [breit]$
=Quader_(Höhe=0,33*Breite)	$= [lang] * [breit] * ([breit] * 0.33)$
=Quader	$= [lang] * [breit] * [breit]$
=dreifacher Quader	$= [lang] * [breit] * [breit] * 3$
=elliptische Säule	$= \pi/4 * [lang] * [breit] * [breit]$
	$= 1/12 * \sqrt{3} * [lang] * [breit] * [breit]$
=flacherZylinder	$= \pi/4 * [breit] * [breit] * [lang]$
=Zylinder	$= \pi/4 * [breit] * [breit] * [lang]$
=lanceolater Zylinder	$= 2/\pi * [breit] * [breit] * [lang]$

3.4 Diatomeenanalyse

3.4.1 Aufbereitung und Auswertung der pelagischen Diatomeenproben

Die Proben zur Diatomeenpräparation wurden als luftgetrocknete Filter aufbewahrt, über die 1.000 ml Probenwasser filtriert worden waren (Verfahren nach NIXDORF *et al.* 2008).

Aufschluss der Proben:

Die Filter werden nach VAN DER WERFF (1955) mit H₂O₂ und KMnO₄ aufgeschlossen. Von den Membranfiltern löst sich dabei der Filterrückstand mit den Diatomeen vollständig ab. Die so gewaschenen Membranfilter können dann entfernt werden. Die Proben werden durch Zentrifugation aufkonzentriert und mehrmals gewaschen. Der Aufschluss wird in beschriftete Schnappdeckelgläsern überführt und nach der Objektträgerpräparation zur weiteren Aufbewahrung durch Zugabe von 20-prozentigem Isopropanol fixiert.

Herstellung der Objektträger-Präparate:

Das aufgeschlossene Probenmaterial wird auf fettfreie Deckgläsern (in Spülmittelwasser geschwenkt) aufgetropft bis diese vollständig benetzt sind und anschließend zum Trocknen über Nacht erschütterungsfrei aufbewahrt. Nachdem das Diatomeen-Material getrocknet ist, werden die Objektträger mit je einem Tropfen Naphrax versehen und die Deckgläsern mit der beschickten Seite nach unten schräg aufgelegt. Zum Austreiben des Lösungsmittels werden die Präparate mit einer Heizplatte auf ca. 80°C erhitzt bis sie ca. 5-10 Sekunden lang Blasen werfen. Zum Abkühlen werden die Präparate auf einer erschütterungsfreien ebenen Oberfläche gelagert.

3.4.2 Mikroskopische Auswertung:

In den Streupräparaten werden mindestens 200 Objekte mit 100fach-Ölimmersionsobjektiv auf Artniveau bestimmt (NIXDORF *et al.* 2008). Hierzu werden durch die gesamte Fläche des Präparates in regelmäßigen Abständen senkrechte Zählstreifen gelegt. Die Bestimmung erfolgte überwiegend nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991), LANGE-BERTALOT (1993), HOUK *et al.* (2010 und 2014), HOFMANN *et al.* (2011) sowie LANGE-BERTALOT & ULRICH (2014). Die Zählungen erfolgen in den gleichen Größenklassen wie die quantitativen Auszählungen in den UTERMÖHL-Kammern. Nachdem die prozentuale Artenzusammensetzung der Größenklassen aus den Schalenpräparaten ermittelt sind, können diese auf die quantitativen Zählungen aus der UTERMÖHL-Kammer übertragen und die Größenklassenbiovolumina durch die Artenbiovolumina ersetzt werden (NIXDORF *et al.* 2008).

Größenklassen centrischer Diatomeen, die im Schalenpräparat, jedoch nicht in der UTERMÖHL-Kammer gefunden werden, gehen nicht in die Berechnung ein. Größenklassen centrischer Diatomeen, die in der UTERMÖHL-Kammer, nicht aber im Präparat nachgewiesen sind, gehen als unbekannte centrische Diatomeen der entsprechenden Größenklasse ein. Pennate Diatomeen werden im Präparat auf Artniveau bestimmt, wenn die Biomasse der jeweiligen Größenklasse aus der UTERMÖHL-Zählung 4% überschreitet. In diesem Fall wird die Verteilung auf verschiedene Arten in einer Größenklasse anhand einer überblickshaften Durchmusterung des Präparats ermittelt.

3.5 Zooplankton

Für die quantitative Auszählung der Crustaceen wurde die Probe mit dem flächenäquivalenten Probenteiler nach GELLER (SCHWOERBEL 1994) geteilt. Zum Zählen - bei 40facher Vergrößerung in einer Mäanderzählschleife - wurden so viele Flächenäquivalente entnommen, wie nötig sind, um möglichst 100 Individuen der dominanten Copepoden- und Cladocerenart zu finden. Die Rotatorienprobe wurde halbiert oder geviertelt um jeweils mindestens 100 Tiere zu erfassen. Andere Wasserorganismen (*Chaoborus*-Larven, Chironomidenlarven) wurden miterfasst jedoch ohne den statistischen Ansprüchen gerecht zu werden, was die Anzahl gezählter Individuen betrifft. Zur Bestimmung des Zooplanktons wurden im Wesentlichen folgende Werke herangezogen: EINSLE (1993), AMOROS (1984), FLÖBNER (2000) und VOIGT & KOSTE (1978).

Die Berechnung der Biomasse (Frischgewicht) des Zooplanktons erfolgte entsprechend der für das Phytoplankton beschriebenen Methodik. Die Berechnung der Trockenbiomasse erfolgte für jeden Art und Größenklasse anhand der von DENEKE & MAIER (2019) angegebenen Faktoren aus dem jeweiligen Längenmedian. Die daraus berechneten Trockenbiomassen ermöglichen dann durch Multiplikation mit der Abundanz für jede Zählkategorie die Ermittlung des Trockengewichts.

3.6 Abschätzung des Fischfraßdruckes nach GROBE (2008)

Große Cladoceren (Wasserflöhe) sind sehr effektive Planktonfiltrierer und gleichzeitig jedoch leichte Beute für planktivore Fische. Bei einem zu hohen Bestand an planktivoren Fischen ("Friedfischen") ist insbesondere der Anteil großer Individuen (> 1 mm Körperlänge) dezimiert. Gleichzeitig geht in Folge der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton zurück. Um die Algenentwicklung in Gewässern möglichst gering zu halten, sollte daher auf eine ausgeglichene Größenstruktur im Zooplankton bzw. eine günstige Zusammensetzung des Fischbestandes hingewirkt werden.

In der Betrachtung dieser dreistufigen trophischen Kaskade stellen die großen Cladoceren als Vertreter in der mittleren Position in vielen Fällen eine indikative Schlüsselgröße dar. Der Anteil großer Cladoceren > 1 mm am gesamten Crustaceenplankton eignet sich gemäß

WILLMITZER *et al.* (2010) und GROBE (2009) als Kenngröße (= CSI = Cladocera Size Index) zur Abschätzung

- der Struktur des Fischbestandes bzw. dessen Fraß auf das Zooplankton sowie
- des Ausmaßes der auf das Phytoplankton wirkenden Biofiltration durch das Zooplankton.

Je nach Eutrophierungsgrad bzw. Mixistyp der Talsperren ergaben sich verschiedene Zuordnungen der CSI-Werte in die drei Kategorien (hoch, mittel, gering) die den Fischfraßdruck auf das Zooplankton abschätzen. Die Wertebereiche sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Wertebereiche des "Sommermittelwertes" (Mai-Oktober) des CSI nach GROBE (2009) zur Einschätzung des Fischfraßdrucks auf das Zooplankton sowie der möglichen Biofiltration des Zooplanktons auf das Phytoplankton in den Klassen gering, mittel und hoch für verschiedene Kategorien von Talsperren (TS) nach den Kriterien Mixistyp (gesch = geschichtet) und Gesamtphosphor-Jahresmittel (GesP). Der Gemeindesee Biblis fällt in die Kategorie 3.

"Talsperren-Kategorie" (Kat.) nach GROBE (2008)	Fischfraßdruck auf das Zooplankton		
	hoch	mittel	gering
Kat. 1: gesch. TS mit GesP < 10 µg/L	≤ 0,15	0,16 – 0,33	≥ 0,34
Kat. 2: gesch. TS mit GesP 10- < 18 µg/L	≤ 0,18	0,19 – 0,41	≥ 0,42
Kat. 3: gesch. TS mit GesP 18- < 34 µg/L	≤ 0,12	0,13 – 0,33	≥ 0,34

4. Ergebnisse

4.1 Sondenparameter und chemische Analytik

4.1.1 Biologische und hydrophysikalische Prozesse in stehenden Gewässern

Während der Sommerstagnation (thermische Schichtung des Wasserkörpers) sind die Tiefenbereiche (Epilimnion, Hypolimnion) hydrochemisch voneinander isoliert, was sich meist an den Sondenparameter pH-Wert, Sauerstoff und Leitfähigkeit nachvollziehen lässt und im Wesentlichen auf das Wachstum der Planktonalgen in den oberen Wasserschichten zurückgeht. Dieses hat im Epilimnion einen Anstieg des pH-Wertes zur Folge, da die Assimilierung von CO₂ durch die Phytoplankter zu einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes führt. Die dadurch bedingte Ausfällung von Calcium und Magnesium als Carbonate lässt sich dann an einem Rückgang der Leitfähigkeit feststellen (biogene Entkalkung). Außerdem bedingt der bei der Photosynthese freigesetzte Sauerstoff einen Anstieg der O₂-Konzentration bzw. der Sauerstoffsättigung im Epilimnion. Reicht die euphotische Tiefe (Tiefenbereich in dem die Planktonalgen ausreichend Licht für die Photosynthese erhalten, entspricht etwa dem 2,5 fachen der Sichttiefe), über das Epilimnion hinaus, können sich auch im Tiefenbereich des Metalimnions noch größere Phytoplanktonbiomassen entwickeln. Dies ist für die Planktonalgen vor allem dann von Vorteil, wenn im Epilimnion die Algennährstoffe (Phosphor, Stickstoff) aufgebraucht sind. Häufig profitieren davon Cyanobakterien, da diese relativ wenig Licht zum Wachstum benötigen, interne Nährstoffspeicher besitzen und zum Teil befähigt sind Vertikalwanderungen in der Wassersäule durchzuführen. Im Tiefenwasser (Hypolimnion) findet dann kaum noch Algenwachstum statt, so dass hier Abbauprozesse überwiegen. Hierbei wird Kohlensäure freigesetzt, wodurch der pH-Wert im Hypolimnion wieder zurück geht. Der bakterielle Abbau sedimentierter toter Algenbiomasse findet zudem unter dem Verbrauch von Sauerstoff statt, so dass es gegen Ende der Sommerstagnation oft zu einem Sauerstoffdefizit im Hypolimnion kommt. Dies hat eine Veränderung der Redoxverhältnisse zur Folge, was wiederum die Freisetzung verschiedener Ionen (u.a. den Algennährstoff Phosphat) begünstigt. Da diese dann vor allem aus den Sedimenten rückgelöst werden, lässt sich meist ein Anstieg der Leitfähigkeit zunächst im Tiefenwasser über dem Grund erkennen. Durch das Einsetzen der Vollzirkulation gelangen die Algennährstoffe in die euphotische Zone, wo sie den Phytoplanktern wieder zur Verfügung stehen.

Auftragsbedingt erfolgten die Untersuchungen erst ab dem 26.08.2020. Der Zustand der Frühjahrs-Vollzirkulation und die frühlommerliche Ausbildung der Stagnationsphase im Wasserkörper konnten daher 2020 nicht messtechnisch verifiziert werden. Insgesamt erfolgten im Jahr 2020 nur drei limnologische und physikalisch-chemische Wasseruntersuchungen von August bis Oktober im Gemeindesee Biblis.

4.1.2 Jahreszeitlicher Verlauf der Messergebnisse im Gemeindesee Biblis

Probenentnahme am 26.08.2020

Am 26.08.2020 erfolgte eine erste physikalisch-chemische Tiefenprofiluntersuchung im Gemeindesee Biblis an der tiefsten, mit dem Echolot detektierten Stelle von 16,3 m. Der Wasserkörper des Sees zeigte eine typische Dreischichtung in der sommerlichen Stagnationsphase. Die Tiefe der sommerlich erwärmten Oberflächenwasserschicht (Epilimnion) mit nahezu gleichmäßiger Temperaturverteilung erstreckte sich von 0-4 m Wassertiefe. In dieser Wasserschicht erreichte die Wassertemperatur 23,6 °C. Die Sauerstoffkonzentration im Epilimnion zeigte mit etwa 9,3 mg/l eine stabile Tiefenzonierung im Epilimnion, so das von einer epilimnionalen Vollzirkulation bis 4 m Wassertiefe ausgehen ist. Der pH-Wert sank von der Wasseroberfläche bis zu 4 m Wassertiefe von 9,03 auf 8,67. Der leicht basische pH-Wert im Epilimnion gibt erste Hinweise auf eine verschobenes Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und eine aktive Photosyntheseleistung der Phytoplankton-gesellschaften im Oberflächenwasser des Gemeindesees in Biblis. Die Leitfähigkeit steigt von der Oberfläche bis in 4 m Wassertiefe leicht von 54,28 mS/m auf 57,39 mS/m. Gründe für diesen leichten Anstieg der Leitfähigkeit können vielfältig sein und liegen überwiegend in den aktuellen biochemischen Umsetzungsprozessen im Oberflächenwasserkörper.

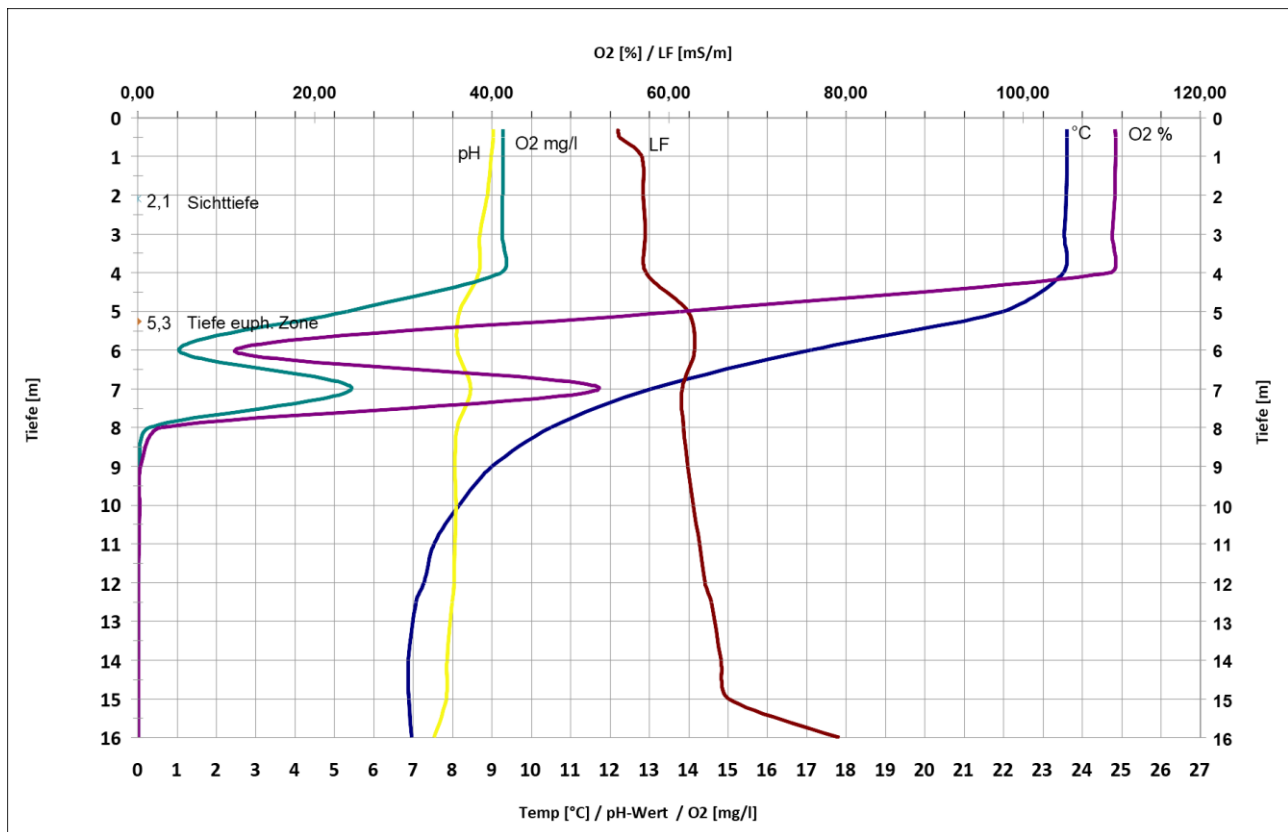


Abbildung 3: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, pH-Wert, O₂-Konzentration, O₂-Sättigung, Leitfähigkeit und Sichttiefe) im Gemeindesee Biblis am 26.08.2020.

Die Sichttiefe lag am Untersuchungstag im Oberflächenwasser bei 2,1 m, was einer berechneten Tiefe der euphotischen Zone von 5,3 m entspricht. Im Epilimnion konnte keine Nitratkonzentration von über 0,5 mg/l und keine ortho-Phosphatkonzentration von über 0,005 mg/l (Nachweisgrenze) nachgewiesen werden, was dafürspricht, dass nahezu alle pflanzenverfügbaren Ionen im Epilimnion durch das Phytoplankton aufgenommen wurden.

Tabelle 4: Übersicht der ermittelten Nährstoffgehalte im Gemeindesee Biblis am 26.08.2020.

Probennummer	Ort	Datum	Ortho-PO ₄ -P mg/l	P gesamt mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₃ mg/l
	Messmethode		DIN EN ISO 6878 (D11)	DIN EN ISO 11885 (E22)	DIN 38406 E5	DIN EN ISO 10304-1 (D20)
Probe 1	euphotische Zone	26.08.2020	< 0,005	0,024	0,054	< 0,5
Probe 2	Hypolimnion	26.08.2020	0,4700	0,693	1,685	< 0,5
Probe 3	über Grund	26.08.2020	1,002	1,285	5,877	< 0,5

Unterhalb des Epilimnions setzte die Sprungschicht (Metalimnion) ein, die mit einem starken Temperaturabfall auf kurzer Tiefendistanz gekennzeichnet ist. Sie umfasste die Seetiefenzone von 4-8 m. In dieser Zone nahm die Wassertemperatur von 23°C auf etwa 9°C ab. Mit diesem Temperaturabfall, der auch ein deutlicher Dichteanstieg des Wasserkörpers zur Folge hat, setzte gleichzeitig ein deutlicher Rückgang der Sauerstoffkonzentration im Wasserkörper ein, welches auf Zehrungsprozesse im Wasserkörper hindeutet. Dieser starke und deutliche Rückgang der Sauerstoffkonzentration wird in etwa 7 m Wassertiefe durch einen erneuten leichten Anstieg des gelösten Sauerstoffgehaltes im Wasser unterbrochen, der vermutlich biogenen Ursprungs ist (siehe Verteilungsmuster der Phytoplanktonverteilung, Chlorophyll-a -Gehalt und Phycocyanin-Konzentration). Die Leitfähigkeit im Metalimnion steigt sprunghaft auf etwa 62 mS/m (z.T. aerober Abbau der Phytoplanktonmasse geschuldet), der pH-Wert stabilisiert sich um 8,1.

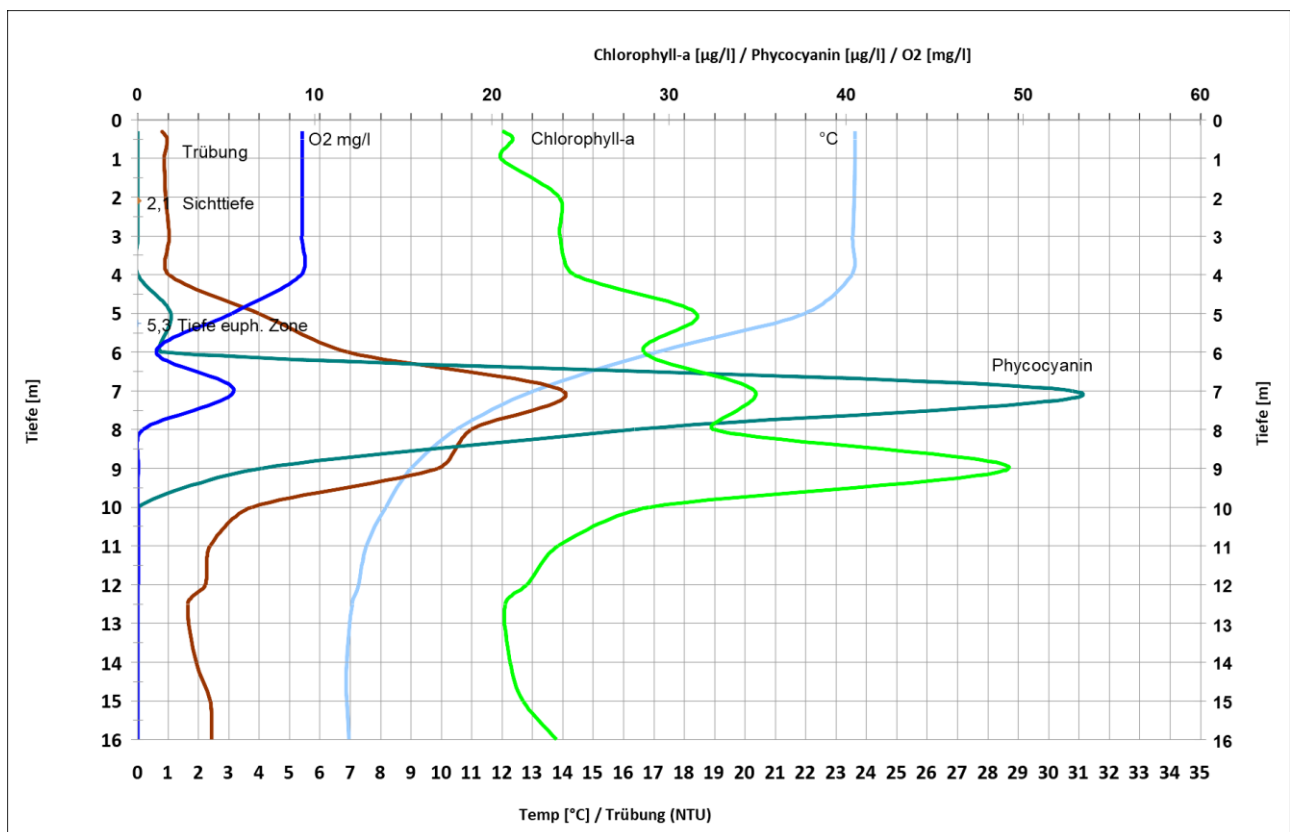


Abbildung 4: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, O₂-Konzentration, Trübung, Chlorophyll a und Phycocyanin) im Gemeindesee Biblis am 26.08.2020.

Ab 9 m Wassertiefe bis über Seegrund setzt die nahezu sauerstofffreie (anaerobe) Tiefenwasserzone (Hypolimnion) ein, die durch einen nur geringen Temperaturgradienten (7-9 °C) und einem negativen

Redoxpotential gekennzeichnet ist. Im Hypolimnion steigt durch anaerobe Prozesse die Konzentration von Gesamtphosphat, ortho-Phosphat (gelöster P-Anteil) und Ammonium deutlich an. Direkt in der Wasserzone über Grund steigen die Konzentration dieser Verbindungen noch einmal durch biogeochemische Umsetzungsprozesse an. Die Konzentration von Ammonium steigt auf fast 6mg/l und von ortho-Phosphat auf knapp über 1 mg/l. Diese gelösten Verbindungen können in den Wintermonaten bei Vollzirkulationsbedingungen im See wieder in das Oberflächenwasser gelangen und stünden im nächsten Frühjahr als Nährstoffe für den Aufbau einer neuen Phytoplanktonpopulation zur Verfügung. Mit dem Anstieg der gelösten Verbindungen insbesondere über Grund ist auch deutlich ein Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit im Hypolimnion auf fast 80 mS/m verbunden. Der pH-Wert nimmt im Hypolimnion sukzessive von 8 bis auf 7,5 ab.

Der Anteil der biogenen Komponente im Oberflächenwasser ist aufgrund der ermittelten Konzentrationen von Chlorophyll-a und Phycocyanin im Epilimnion als mäßig einzustufen. Es zeigt sich jedoch ein deutlicher Anstieg der Trübung, des Chlorophyll-a Gehalts sowie des Blaualgenchlorophylls Phycocyanin mit zunehmender Tiefe, bis in eine Tiefe von 9 m. Diese deuten auf ein erhebliches Vorkommen von Blaualgen (Cyanobakterien) hin. Unterhalb davon (Meta- und Hypolimnion) sinken die Trübungswerte sowie die Gehalte der Photosynthesepigmente bis über Grund wieder ab.

Der geringe Anstieg der Chlorophyll a und Phycocyanin Konzentrationen über dem Grund wurden vermutlich durch einen Kontakt der Sonde mit dem Sediment verursacht bzw. durch Aufwirbelungen des Sediments.

Probenentnahme am 21.09.2020

Die Untersuchungen des physikalisch-chemischen Tiefenprofils am 21.09.2020 im Gemeindesee Biblis zeigen den Wasserkörper immer noch in der für eine Stagnationsphase typischen thermischen Dreischichtung in Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion.

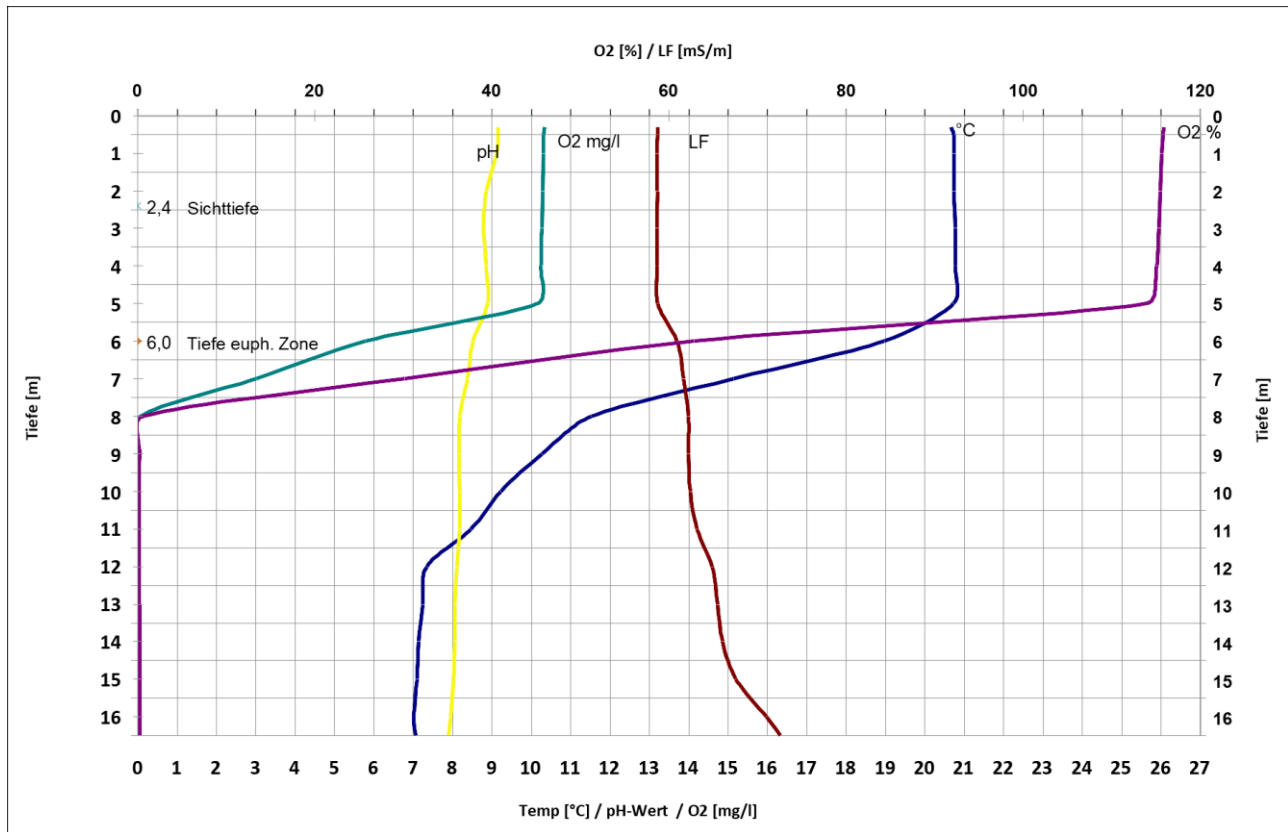


Abbildung 5: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, pH-Wert, O₂-Konzentration, O₂-Sättigung, Leitfähigkeit und Sichttiefe) im Gemeindesee Biblis am 21.09.2020.

Die Zone des Hypolimnion hat sich im Vergleich zur Messung im August leicht vergrößert auf 0-5 m Wassertiefe. Hier beträgt die Wassertemperatur im Augenblick der Messung ohne großen Gradienten etwa 20,7°C. Die Sauerstoffkonzentration beträgt in den oberen 5m des Wasserkörpers bei nahezu stabilen 10,3 mg/l und liegt damit leicht über den Werten von August. Auch die elektrische Leitfähigkeit im Epilimnion ist im Vergleich zur Messung im August leicht auf 58,7 mS/m angestiegen, ebenso wie der pH-Wert, der zwischen 9,16 und 8,89 schwankt. Die Sichttiefe ist im Vergleich zum August ebenfalls leicht auf 2,4 m angestiegen. In diesem Kontext erhöht sich die Tiefe der euphotischen Zone auf 6,0 m. Wie im August 2020 konnten auch dieses Mal in der euphotischen Probe kein pflanzenverfügbares ortho-Phosphat oder Nitrat nachgewiesen werden.

Tabelle 5: Übersicht der ermittelten Nährstoffgehalte im Gemeindesee Biblis am 21.09.2020.

Probennummer	Ort	Datum	Ortho-PO ₄ -P mg/l	P gesamt mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₃ mg/l
	Messmethode		DIN EN ISO 6878 (D11)	DIN EN ISO 11885 (E22)	DIN 38406 E5	DIN EN ISO 10304-1 (D20)
Probe 1	euphotische Zone	21.09.2020	< 0,005	0,020	0,017	< 0,5
Probe 2	Hypolimnion	21.09.2020	0,504	0,516	2,60	< 0,5
Probe 3	über Grund	21.09.2020	1,103	1,186	6,150	< 0,5

Das Metalimnion ist in der Tiefenzone 5-7 m ausgebildet, allerdings durch die Temperaturabnahme im Epilimnion mit nicht mehr so deutlich ausgeprägtem Temperaturgradienten (ca. 20°C bis 12 °C) wie noch im August 2020. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt im Metalimnion leicht von 59 auf 62 mS/m zu, der pH-Wert nimmt hingegen leicht von 8,5 auf 8,2 ab. Der Sauerstoffgehalt fällt in dieser Zone von 10 mg/l auf nahezu 0 mg/l ab und zeigt einen sehr deutlichen Gradienten.

Im Hypolimnion, welches sich im September etwas von 8-16 m vergrößert hat, herrschen anaerobe Bedingungen. Gelöster Sauerstoff ist ab 8 m Wassertiefe zum Zeitpunkt der Untersuchung nicht mehr nachweisbar im Gemeindesee Biblis. Die elektrische Leitfähigkeit steigt bis über Grund auf 72,5 mS/m an, der pH-Wert sinkt nur noch leicht von 8,2 auf 7,9. Die Temperatur sinkt wie im August auf bis zu 7 °C direkt über Grund im Hypolimnion ab. Weiter stattfindende anaerobe Prozesse erhöhen weiterhin die Konzentration von gelöstem Ammonium und ortho-Phosphat im Hypolimnion. Die ortho-Phosphatkonzentration steigt auf knapp über 1,1 mg/l, die von Ammonium auf 6,15 mg/l direkt über Grund und liegt damit noch höher als im August. Olifaktorisch konnte auch Schwefelwasserstoff in der Probe als Kennzeichen für ausgeprägte anaerobe Prozesse im Hypolimnion nachgewiesen werden. In dieser Zone können aufgrund der anaeroben Bedingungen keine Fische mehr überleben.

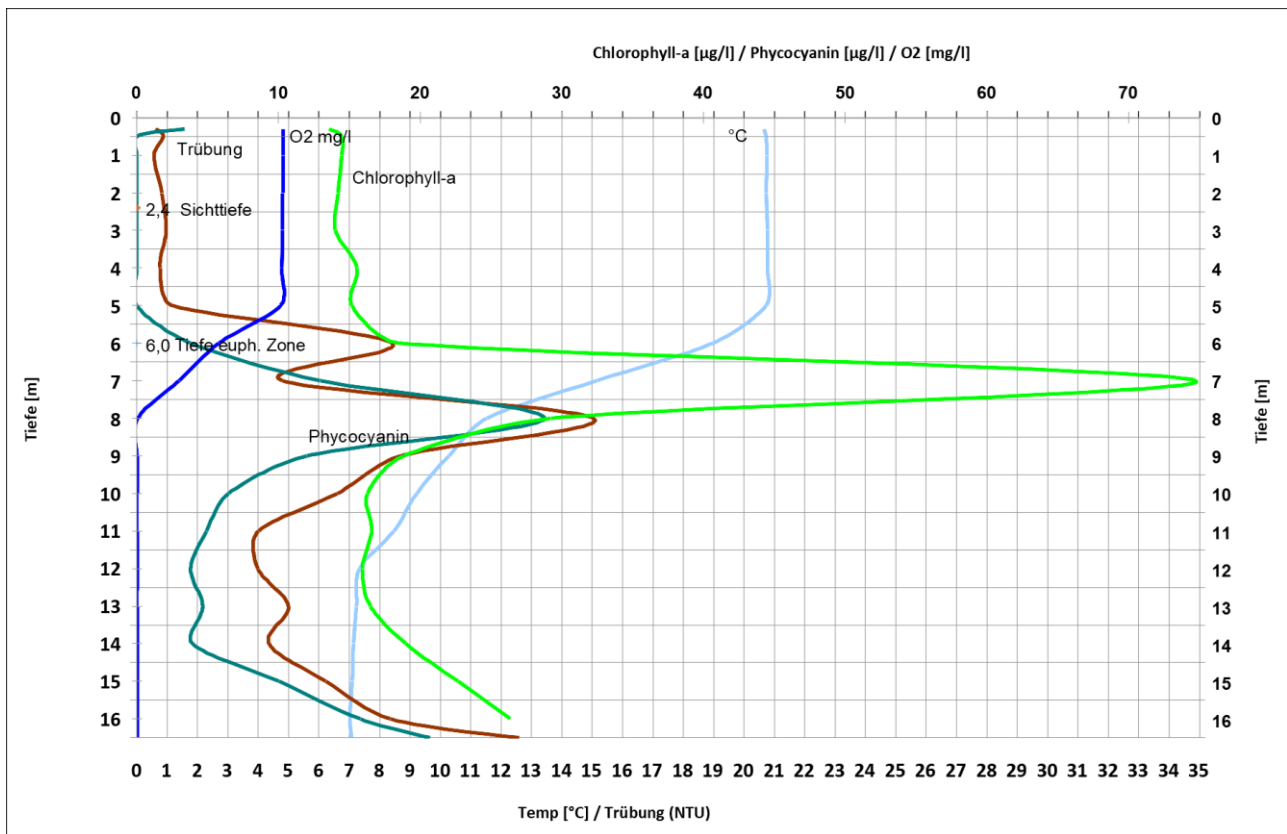


Abbildung 6: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, O₂-Konzentration, Trübung, Chlorophyll a und Phycocyanin) im Gemeindesee Biblis am 21.09.2020.

Der Anteil der biogenen Komponente im Oberflächenwasser ist aufgrund der ermittelten Konzentrationen von Chlorophyll-a und Phycocyanin im Epilimnion als mäßig einzustufen. Es zeigt sich jedoch ein deutlicher Anstieg der Trübung, des Chlorophyll-a Gehalts sowie des Blaualgenchlorophylls Phycocyanin mit zunehmender Tiefe, bis in eine Tiefe von 7-8 m. Diese deuten auf ein erhebliches Vorkommen von Blaualgen (Cyanobakterien) hin. Unterhalb davon (Meta- und Hypolimnion) sinken die Trübungswerte sowie die Gehalte der Photosynthesepigmente bis über Grund wieder ab.

Der geringe Anstieg der Chlorophyll a und Phycocyanin Konzentrationen über dem Grund wurden vermutlich durch einen Kontakt der Sonde mit dem Sediment verursacht bzw. durch Aufwirbelungen des Sediments.

Probenentnahme am 20.10.2020

Bei der letzten Untersuchung am 20.10.2020 bewirkte die Abkühlung des Oberflächenwasserkörpers im Gemeindesee Biblis eine deutliche Vergrößerung des Epilimnions von 0-8 m. In diesem Teil des Wasserkörpers lag die Wassertemperatur bei etwa 13,5 °C. Die Sauerstoffkonzentration zeigte im Wasserkörper einen ähnlichen Verlauf wie der Temperaturverlauf und zeigte im Epilimnion nur einen geringen Gradienten zwischen 8,3mg/l und 8 mg/l. Die elektrische Leitfähigkeit stieg im Epilimnion nur leicht mit zunehmender Tiefe von 56,8 mS/m auf 58 mS/m an und lag damit wieder etwas niedriger als im September. Der pH-Wert schwankte in dieser Wasserzone zwischen 8,4 und 8,7 und war damit etwas niedriger als in den beiden Vormonaten. Die Sichttiefe nahm im Oktober wieder leicht ab und erreichte im Oberflächenwasser 2,1 m, so dass die euphotische Zone rechnerisch wie auch schon im August 5,3 m betrug.

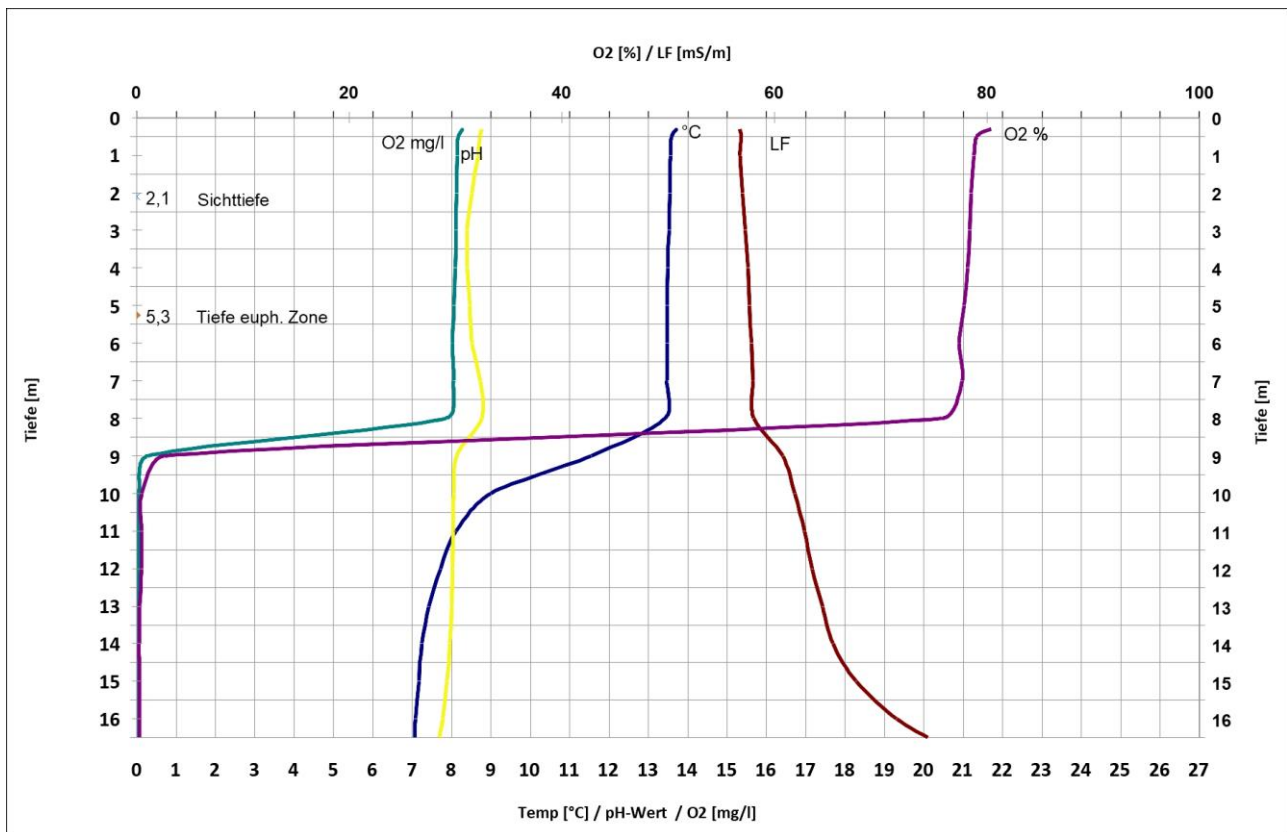


Abbildung 7: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, pH-Wert, O₂-Konzentration, O₂-Sättigung, Leitfähigkeit und Sichttiefe) im Gemeindesee Biblis am 20.10.2020.

Wie schon in den Vormonaten konnte keine Nitratkonzentration über 0,5 mg/l in der euphotischen Zone ermittelt werden, allerdings konnten erstmals in dieser Zone Spuren von ortho-Phosphat nachgewiesen werden (0,04 mg/l), was für eine erste leichte Freisetzung dieser Verbindung aus der bakteriellen Umsetzung des Phytoplanktondetritus spricht.

Tabelle 6: Übersicht der ermittelten Nährstoffgehalte im Gemeindesee Biblis am 20.10.2020.

Probennummer	Ort	Datum	Ortho-PO ₄ -P mg/l	P gesamt mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₃ mg/l
	Messmethode		DIN EN ISO 6878 (D1)	DIN EN ISO 11885 (E22)	DIN 38406 E5	DIN EN ISO 10304-1 (D20)
Probe 1	euphotische Zone	20.10.2020	0,039	0,050	0,028	< 0,5
Probe 2	Hypolimnion	20.10.2020	0,76	0,93	4,19	< 0,5
Probe 3	über Grund	20.10.2020	1,50	1,80	10,5	< 0,5

Das Metalimnion ist zum Zeitpunkt der Untersuchung auf die Wassertiefe 8-10m beschränkt und zeigt neben einem erwarteten nicht mehr ganz so steilem Temperaturgradienten (13 °C bis 9°C) einen sehr steilen Abfall der Sauerstoffkonzentration von fast 8 mg/l auf nahezu 0 mg/l auf kürzester Tiefendistanz. Die elektrische Leitfähigkeit steigt im Metalimnion nur leicht von 58 mS/m auf 62mS/m an, der pH-Wert fällt hingegen steil von 8,7 auf 8,1 in 10m Wassertiefe ab.

Im Hypolimnion ab 11 m Wassertiefe herrschen immer noch anaerobe Bedingungen, die Sauerstoffkonzentration liegt somit bei nahezu 0 mg/l. Die weiterhin aktiven anaeroben Umsetzungsprozess des Detritus im Hypolimnion und insbesondere direkt über Grund haben noch einmal zu einer deutlichen Erhöhung der ortho-Phosphatkonzentration auf bis zu 1,5 mg/l direkt über Grund geführt. Auch die Ammoniumkonzentration ist nochmal deutlich angestiegen und erreicht Höchstwerte von bis zu 10,5 mg/l direkt über Grund des Gemeindesees Biblis. Die erhöhten Freisetzungen von wasserlöslichen Ionen zeigen sich auch im Kurvenverlauf der Werte der elektrischen Leitfähigkeit, die deutlich Im Hypolimnion von 62 mS/m auf über 74 mS/m direkt über Grund ansteigen. Der pH-Wert nimmt nur noch leicht im Hypolimnion von 8 auf 7,7 direkt über Grund ab. Der Temperaturverlauf zeigt im Hypolimnion ebenfalls nur noch einen geringen Gradienten und nimmt von 8,1°C in 11m Tiefe auf 7,1°C direkt über Grund ab.

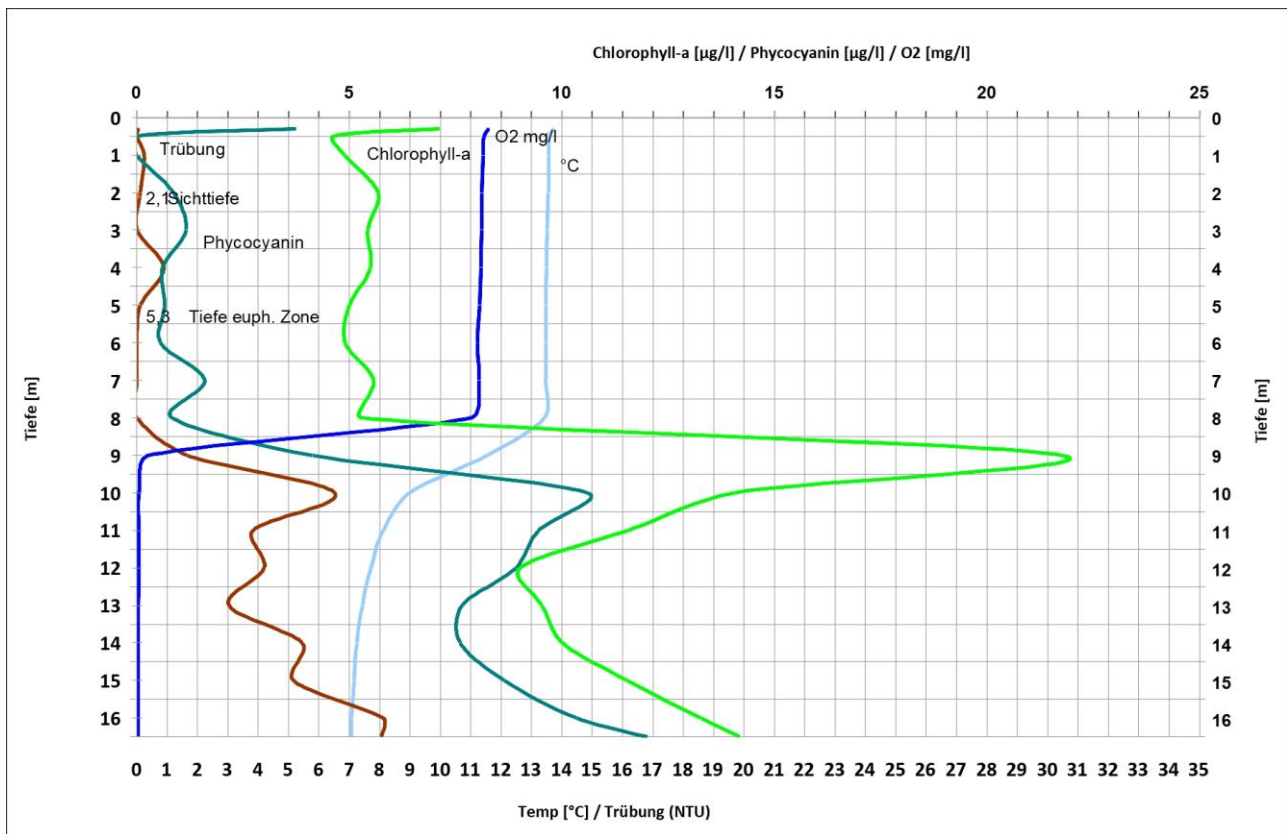


Abbildung 8: Tiefenprofile der Sondenparameter (Temperatur, O₂-Konzentration, Trübung, Chlorophyll a und Phycocyanin) im Gemeindesee Biblis am 20.10.2020

Die anhand der Fluoreszenz Sonden ermittelten Konzentrationen der Photosynthesepigmente im Epilimnion sind gering und erreichen die höchsten Werte im Bereich von 9-10 m Metern Wassertiefe und fallen darunter ab. Die höchsten Trübungswerte konnten, wie in den Vormonaten auch, direkt unterhalb des Epilimnions und direkt über Grund ermittelt werden.

Der Anstieg der Chlorophyll a, Phycocyanin Konzentrationen und Trübungswerte über dem Grund wurden vermutlich durch einen Kontakt der Sonde mit dem Sediment verursacht bzw. durch Aufwirbelungen des Sediments.

4.2 Phytoplanktonbefunde

Im Spätsommer und Herbst 2020 konnten sich deutlich erhöhte Biomassen an Phytoplankton im Gemeindesee Biblis entwickeln. Dabei war das Algenaufkommen im Spätsommer mit einer Biomasse von knapp 3 mg/L am geringsten, im Verlauf des Herbstes stieg diese aber bis auf 5 mg/L an. An allen drei Untersuchungsterminen dominierte die fädige Cyanobakterie *Planktothrix rubescens*, die als potenzieller Bildner von Cyanobakterien (Microcystin) bekannt ist. Ende August war die 1. Warnstufe des UBA erreicht (UBA 2015). Für Badegewässer wird dann empfohlen die Überwachungshäufigkeit zu erhöhen. Im September und Oktober nahm die Blaualgenentwicklung deutlich zu, so dass bereits der 2. Grenzwert des UBA überschritten war. Badeverbote sollten dringend oberhalb einer Biomasse an toxinbildenden Cyanobakterien von 15 mg/L ausgesprochen werden, diese Alarmstufe wurde jedoch deutlich unterschritten. Aber auch bei geringeren Biomassen können sich in Uferbereichen toxische Cyanobakterien anreichern und es entstehen Aufrahmungen, Schlieren oder bei Dominanz von *Planktothrix rubescens* (Burgunderblutalge) eine rötliche Einfärbung des Wassers. Von solchen Anreicherungen in Uferbereichen könnten auch außerhalb der Badesaison Gefahren auf Besucher des Gewässers ausgehen, etwa für im Wasser spielende Kinder oder mitgeführte Hunde. Es sollten dann Warnhinweise am Gewässer angebracht werden (Abbildung 9 und Abbildung 10).

Neben den Cyanobakterien kamen Ende August vermehrt fädige Conjugatophyceen der Gattung *Mougotia* auf und im September die in büschelartigen Kolonien auftretende Chrysophyceen *Dinobryon sociale*.

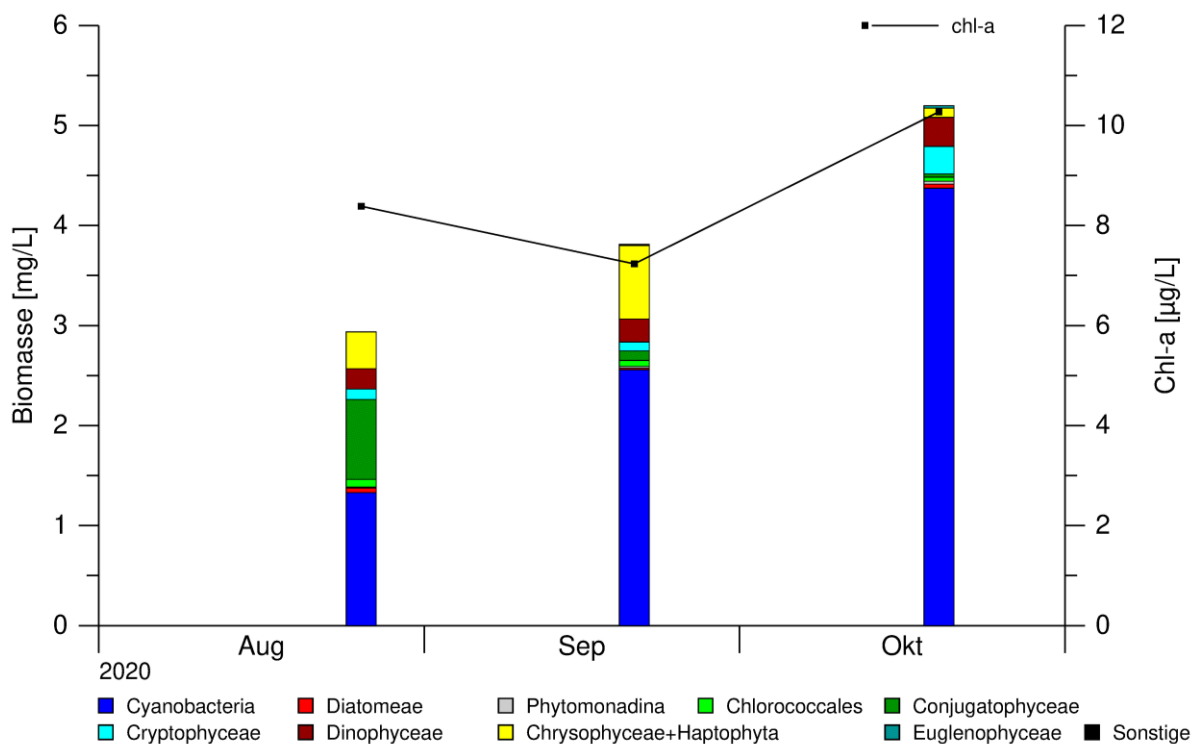


Abbildung 9: Entwicklung der Phytoplanktongruppen im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.

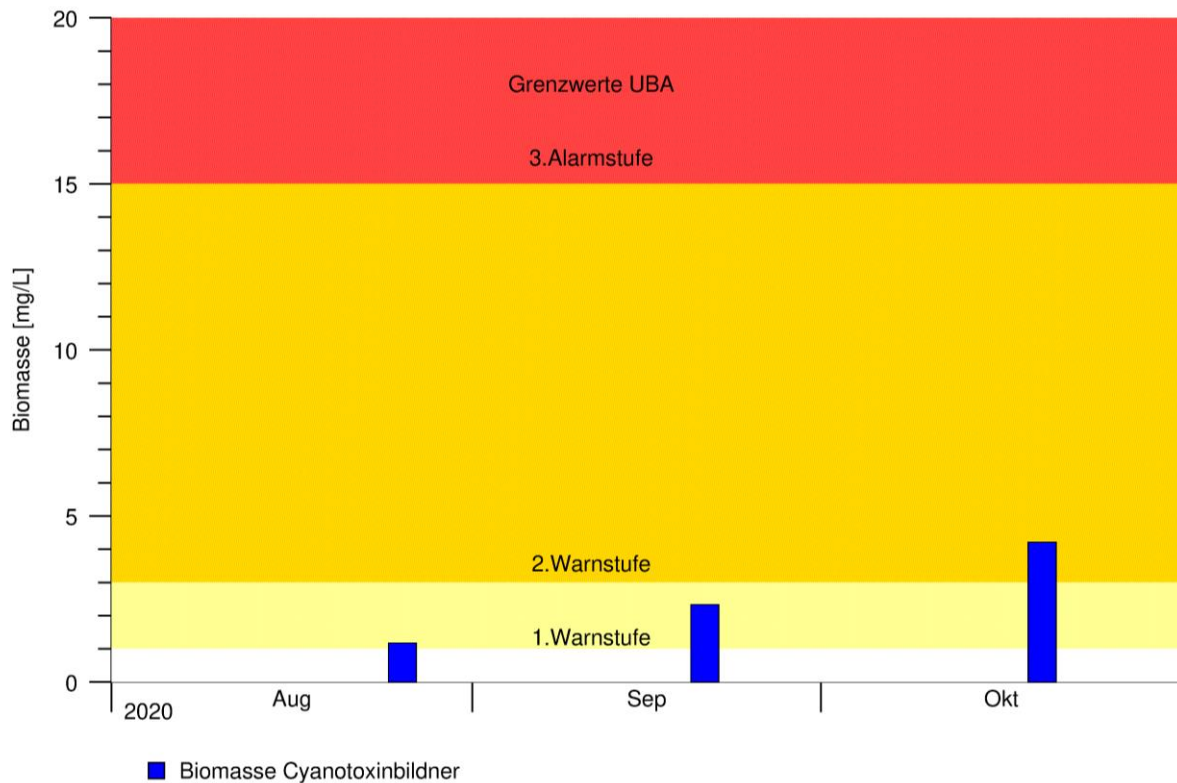


Abbildung 10: Biomasse potenziell toxinbildender Cyanobakterien im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.

4.3 Zooplanktonbefunde

Ende August 2020 setzte sich das Zooplankton überwiegend aus Cladoceren zusammen, wobei die Bakterien und Feindetritus filtrierende Art *Diaphanosoma brachyurum* dominierte. Die Zooplanktonbiomasse war mit 800 µg/L recht hoch. Neben *Diaphanosoma* kamen überwiegend frühe Entwicklungsstadien (Nauplien, Copepodide) kleinerer cyclopoider Copepoden der Gattung *Thermocyclops* auf. Außerdem entwickelte sich die große Raubcladocere *Leptodora kindtii* (Abbildung 11, oben). Das Rotatorienplankton wurde von *Trichocerca similis* und *Keratella quadrata* dominiert. Das Zooplankton war zudem geprägt von einem massiven Aufkommen an *Chaoborus*-Larven (Büschelmücke). Diese invertebraten Räuber ernähren sich, ebenso wie planktivoren Fische, von Zooplanktern, wobei im Gegensatz zu diesen kleinere Individuen bevorzugt erbeutet werden. Es ist durch den Fraßdruck der *Chaoborus*-Larven daher kein Rückgang großer Zooplankter zu erwarten. Da die Larven relativ lange in einer sauerstofffreien Umgebung überleben können, besiedeln sie gerne das Sediment von Gewässern, deren Hypolimnion im Laufe der Sommerstagnation an Sauerstoff verarmt. In der Nacht steigen die Larven zur Nahrungssuche und zum Atmen in obere Wasserschichten auf. *Chaoborus*-Larven werden - ebenso wie Zooplankter - von Friedfischen (etwa jungen Flussbarschen) erbeutet. Im Herbst ging die Biomasse an Planktoncrustaceen und Rotatorien deutlich bis auf 300 µg/L zurück, während die Biomasse an *Chaoborus*-Larven auf > 2.000 µg/L anstieg. Im Gegensatz zum Spätsommer dominierten im Herbst große herbivore Cladoceren der Gattung *Daphnia*. Diese können effizient das Aufkommen an Planktonalgen dezimieren. Allerdings war das herbstliche Daphnienmaximum mit einer Biomasse von 250 µg/L eher schwach ausgeprägt und zudem können die fädigen Cyanobakterien von den unselektiv filtrierenden Daphnien nicht konsumiert werden (Abbildung 11, unten).

Der Anteil großer Daphnien oder anderer Cladoceren war Ende August sehr gering, nahm aber im Herbst deutlich zu, wodurch sich die Werte für den CSI (Cladoceren-Size-Index, Abbildung 11, Mitte und unten) deutlich erhöhten. Der Anteil großer Zooplankter (> 1 mm Körperlänge) ist meist gering, wenn der von Friedfischen ausgehende Fraßdruck auf das Zooplankton zu hoch ist. Da große herbivore Cladoceren in der Lage, durch eine hohe Filtrierleistung die Wasserqualität zu verbessern (Rückgang der Planktonalgen und Zunahme der Sichttiefe), sollte ihr Aufkommen gefördert werden. Dazu sollte der Fischbestand im Gewässer ausgeglichen sein, was das Verhältnis zwischen Raub- und Friedfischen betrifft. Ist der Anteil an Friedfischen zu hoch, lässt sich durch einen Eingriff im Sinne einer Biomanipulation (Entfernen der Friedfische, Förderung des Raubfischbestandes) evtl. eine Verbesserung der Wasserqualität erreichen. Aufgrund der kurzen Untersuchungsperiode im Jahr 2020 lässt sich für den Gemeindesee zu dieser Fragestellung bisher noch keine Aussage treffen.

Gemeindesee Biblis Untersuchungsjahr 2020

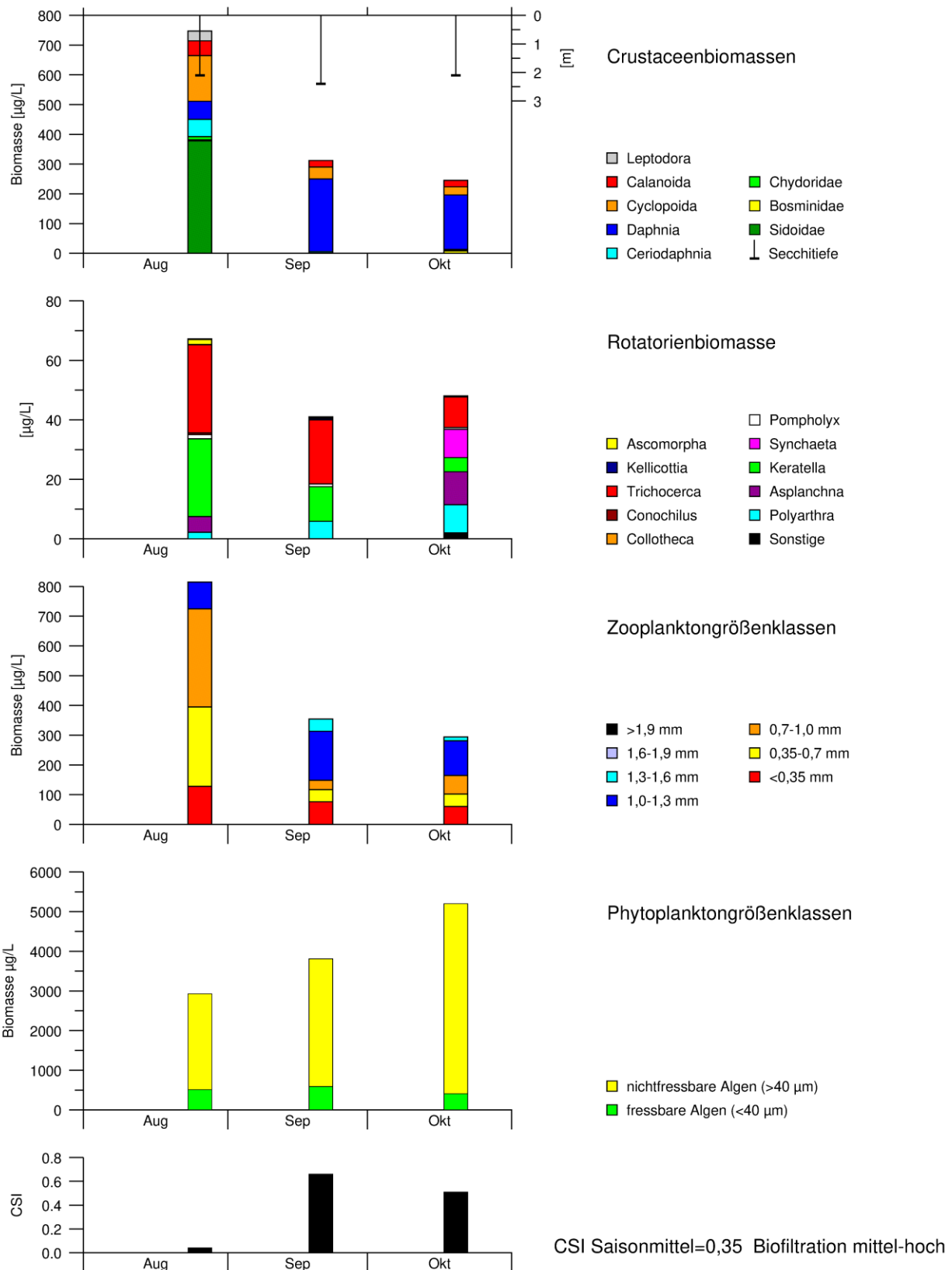


Abbildung 11: Taxonomische- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons (Frischgewicht), Größenzusammensetzung des Phytoplanktons, Secchitiefe und Werte des Cladocera-Size-Index (=CSI nach Große 2009) im Gemeindesee Biblis im Jahr 2020.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Limnochemie

Zu Beginn der Untersuchungen im August 2020 befand sich der Wasserkörper des Gemeindesees Biblis in der Sommerstagnation. Die Epilimniontiefe lag bei 4 m und stieg zum Oktober auf 8 m an. Am letzten Untersuchungstermin, Ende Oktober hatte in dem Gewässer noch keine Vollzirkulation eingesetzt. Womöglich tritt die Vollzirkulation am Gemeindesee Biblis witterungsbedingt wesentlich später im Jahr, erst bei dauerhaften Lufttemperaturen unter 4°C ein.

Auffällig ist eine massive Sauerstoffzehrung im Hypolimnion, welches während des gesamten Untersuchungszeitraums frei an Sauerstoff ist. Meisten sind dafür Zehrungsprozesse verantwortlich, welche durch den aeroben Abbau abgestorbener Algenbiomasse durch Bakterien bedingt sind. Weitere Ursachen sind denkbar, das durchströmende Grundwasser hat bereits einen geringen Sauerstoffgehalt oder es finden geologisch bedingte chemische Prozesse statt, welche dem Wasser Sauerstoff entziehen. Die veränderten Redoxverhältnisse im Tiefenwasser haben im Gemeindesee Bilis zur Folge, dass Nitrat komplett zu Ammonium reduziert wird. Ammonium wandelt sich in Abhängigkeit vom pH-Wert zum fischgiftigen Ammoniak (NH₃) um. Der Anteil des Ammoniaks steigt mit zunehmenden pH-Wert an.

Plankton

Im Untersuchungszeitraum 2020 war das Plankton des Gemeindesees von einem erhöhten Aufkommen der fädigen Cyanobakterie *Planktothrix rubescens* geprägt. Die Cyanobakterie ist als Toxinbildner bekannt. Bei starker Entwicklung dieser Blaualge sollte das Gewässer intensiv überwacht, Besucher des Sees sollten informiert werden und bei Massenentwicklungen sollte das Baden im See untersagt werden. Ende August war die unterste Warnstufe des UBA (UBA 2015) erreicht (1 mg/L an Toxinbildnern), im September und Oktober stieg deren Biomasse weiter an, sodass auch die 2. Warnstufe (gilt oberhalb einer Biomasse von 3 mg/L) überschritten war. Insgesamt war das Algenaufkommen mit einer Biomasse von maximal 5 mg/L deutlich erhöht.

Das Zooplankton setzte sich im August überwiegend aus bakterivoren und omnivoren Planktoncrustaceen (*Diaphanosoma brachyurum*, cyclopoide Copepoden der Gattung *Thermocyclops*) zusammen. Die Biomasseentwicklung des Zooplanktons war dabei mit 860 µg/L leicht erhöht. Im Herbst kamen dann herbivore Filtrierer der Gattung *Daphnia* auf, wobei die Zooplanktonbiomasse deutlich zurückging. Neben typischen Zooplanktern konnte sich im Gemeindesee an allen drei Untersuchungsterminen eine sehr hohe Biomasse an *Chaoborus*-Larven entwickeln. Diese invertebraten Räuber ernähren sich von Zooplanktern. Sie sind typische Bewohner stehender Gewässer, in denen sich während des Sommers ein sauerstofffreies Hypolimnion ausbildet. Die Größenstruktur des Zooplanktons deutet im Spätsommer auf einen hohen, von Friedfischen ausgehenden Fraßdruck hin. Im Herbst ging dieser wohl zurück, so dass ab September vermehrt größere (> 1 mm Körperlänge) Zooplankter aufkommen konnten. Ob ein Eingriff in den Fischbestand im Sinne einer Biomanipulation zur Verbesserung der Wasserqualität sinnvoll erscheint, lässt sich aufgrund der kurzen Untersuchungsperiode nicht entscheiden.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Sauerstoffschwund im Tiefenwasser führt zu weiteren Rücklösungsprozessen von Nährstoffen während dieser Phase im Jahr (Eigendüngung). Daraus resultiert zukünftig die Gefahr des Aufkommens von Algen in vermehrten Maßen bis hin zu Massenvorkommen von Algen, inklusive der Möglichkeit der Massenentwicklung von potentiell Toxin bildenden Blaualgen in noch höheren

Konzentrationen. Die Fischbestände sind durch den über mehrere Monate anhaltenden Sauerstoffschwund gezwungen in die oberen, teilweise sehr erwärmten Wasserschichten auszuweichen und können in dieser Phase nicht in die tieferen Bereiche des Sees vordringen. Dadurch wird die natürliche Nahrungskette gestört, die Fische müssen als Notnahrung auf Zooplankton ausweichen, wodurch es zur Verbottung (Kleinwuchs der Fische) kommen kann. Das so verringerte Zooplankton kann Algenbiomassenentwicklungen nicht mehr entgegenwirken.

Die ermittelten Nährstoffgehalte deuten auf eine sehr hohe Nährstoffzufuhr in den See hin. Aufgrund fehlender oberflächlichen Zustromquellen stellt das Grundwasser eine wichtige Zustrom-Komponente dar. Ebenfalls kommen als Nährstoffeintragswege die Nutzung als Angelgewässer in Betracht oder große Populationen von Wildvögeln. Für Prognosen einer Entwicklung des Sees unter diesen Bedingungen wäre eine vollständige limnologische Untersuchung, ein dafür abgestimmtes Grundwassermodell zur Frachtenberechnung sowie ein fischereibiologisches Gutachten inklusive Erstellung eines Bewirtschaftungsplans zur Regulierung des Besatzes erforderlich.

Nach den Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaus von Kies und Sand (LfU 2004), werden für Baggerseen regelmäßige limnologische Untersuchungen während der Abbauphase und danach vorgeschlagen. Der Umfang der für notwendig erachteten Untersuchungen richtet sich nach den Ergebnissen der gewässerökologischen Zustandsbeschreibung und der Prognose über die weitere Entwicklung des Baggersees während und nach der Abbauzeit (siehe LfU 2004). Wird bei der Untersuchung eine Überschreitung von mehr als einem angeführten Kenngrößenwert im Wasser des Baggersees festgestellt, sind zur Klärung der Ursachen und zur Bestätigung der Beeinträchtigung sofortige zusätzliche Untersuchungen notwendig. Die Kenngrößen und Grenzwerte nach LfU (2004) sind in der Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Kenngrößen für kritisch belastete Baggerseen nach LfU 2004.

Kenngröße	Kenngrößenwert	Kritischer Wert	Hinweise
Algenbiomasse (Ende Sommerstagnation)	Chlorophyll a	> 25 µg/l	außerhalb Baggerbetrieb, ohne Tontrübe
	Sichttiefe	< 1 m	
Nährstoffe (Zirkulationsphase)	Gesamt-Phosphor	> 45 µg/l	
Tiefenwasser (Ende Sommerstagnation)	Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	> 1 mg/l	
	Ammonium (N-NH ₄)	> 1,5 mg/l	
	Anteil der sauerstoffarmen Schicht	> 50%	< 2 mg O ₂ /l
Vertikale Zirkulationsfähigkeit (Zirkulationsphase)	Tiefenprofil: Temperatur, Sauerstoff, elektr. Leitfähigkeit, pH-Wert	unvollständige Tiefendurchmischung (Meromixis)	
Fischsterben infolge Sauerstoffmangel			

Nach den Vorgaben und Grenzwerten der LfU (2004) werden im Gemeindesee Biblis im Tiefenwasser die Kenngrößen „Tiefenwasser - Anteil der sauerstoffarmen Schicht“ am Ende der Sommerstagnation sowie der „Ammonium-Gehalt“ in allen Messungen des Jahres 2020 überschritten. Aufgrund einer fehlenden Probeentnahme während der Zirkulationsphase des Sees kann die Kenngröße „Nährstoffe

Gesamt-Phosphor“ nicht bewertet werden. Die ermittelten Werte während der Stagnationsphase im Hypolimnion deuten jedoch auch hier auf eine deutliche Überschreitung hin.

Bei Überschreitung von mehr als einer der Kenngrößenwerte im Baggerseewasser ist zur Klärung der Ursachen nach der erfolgten Untersuchung sofort eine ergänzende Untersuchung anzuwenden. 10 Jahre nach Abbauende ist nach LfU (2004) eine „Nachsorgeuntersuchung“ durchzuführen, sofern die genannten Kenngrößen in den Jahren davor keinen Anlass zu Sonderuntersuchungen geben.

6. Literatur

- AMOROS, C. (1984): Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales francaises, 5. Crustacés Cladocères. *Bulletin mensual de la Société Linnéenne de Lyon* **53** (3/4).
- EINSLER, U. (1993): Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. In: BRAUER, A., SCHWOERBEL, J. & ZWICK, P. (Hrsg.): Süßwasserfauna in Mitteleuropa 8,1. G. Fischer, Stuttgart, 208 S.
- EN 16695 (2015): Water quality – Guidance on the estimation of phytoplankton biovolume- Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens. CEN/TC 230, 83 S.
- ETTL, G., BÜDEL, B., GÄRTNER, G., GERLOF, J., HEYNIG, H., KRIENITZ, L., MOLLENHAUER, D., SCHAGERL, M. (Hrsg.), (1978-2013): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bde. 1, 2/1-4, 3, 6, 9, 10, 19/1-2 Fischer, Jena, Stuttgart.
- DEISINGER, G. (1984): Leitfaden zur Bestimmung der planktischen Algen der Kärntner Seen und ihrer Biomasse. Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt.
- DENEKE, R. & MAIER, G. (2019) Standard-Biomassefaktoren für das Metazooplankton und Empfehlungen zur vereinfachten Biomassebestimmung. www.phytoloss.de.
- FLÖBNER, D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Leiden, 428 S.
- GROBE, N. (2009): Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren – Endbericht eines Forschungsprojektes der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V., 120 S unveröffentlicht.
- HOEHN, E., KETELAARS, H.A.M. & EWIG, B. (Red.) (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT Technische Informationen Nr. 7, 151 S.
- HOFMANN, G., WERUM M., LANGE-BERTALOT, H. (2011): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis. Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. A.R.G. Gantner Verlag K.G. Königstein, 908 S.
- HOUK, V., KLEE, R., TANAKA, H. (2010): Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part III. Stephanodiscaceae A, *Fottea* **10** (Supplement): 1-498.
- HOUK, V., KLEE, R., TANAKA, H. (2014): Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part IV. Stephanodiscaceae B, *Fottea* **14** (Supplement): 1-532.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.), (1938-1983): Das Phytoplankton des Süßwassers. Teil 1-8. Die Binnengewässer, Bd. 16, Schweizerbart, Stuttgart.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986-1991): Bacillariophyceae: In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Bde. 2/1 bis 2/5, G. Fischer, Stuttgart (s. Ettl *et al.* 1978-2005).
- LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 neue Taxa. *Bibliotheca Diatomologica* **27**: 1-454.
- LANGE-BERTALOT, H. & ULRICH, S. (2014) Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* **78**: 1–73.
- LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuchverlag Berlin. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool.
- LFU (2004): Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft. Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaues von Kies und Sand. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 88, Karlsruhe, 104 S.
- LOHMANN, H. (1906/1908): Untersuchungen zur Feststellung des vollständigen Gehaltes des Meeres an Plankton. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen Abt. Kiel* **9**: 192-194 und **10**: 131-370.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008): Praxistest zur Bewertung von in Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Aktuelle Reihe 2/2008, Gewässerreport Nr. **10**: 7-116. Berlin, Freiburg, Bad Saarow. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz .
- MISCHKE, U. & KUSBER, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. Download über: <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html> (Stand 25.05.2009).
- MISCHKE U., KASTEN, J., DÜRSELEN, C.D., TÄUSCHER, L., RIEDMÜLLER, U., TWORECK A., OSCHWALD L., HOEHN, E. & W.-H. KUSBER (2019): Taxaliste Phytoplankton (HTL_2018) in Ergänzung zur Bundestaxaliste für die WRRL-Bewertungsverfahren PhytoSee und PhytoFluss – Elektronische Veröffentlichung geplant für Mai 2018

auf dem Informationsportal www.gewaesser-bewertung.de. (in prep.)

- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. & MISCHKE, U. (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozöosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß EU-WRRRL. In: MISCHKE, U. & NIXDORF, B. (2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Gewässerreport* Nr. 10 BTU Cottbus-AR 2/2008.
- PRECHT, M. & KRAFT, R. (1993): Biostatistik, 5.A. Oldenburg, München & Wien. Bd. 1 290 S, Bd. 2 457 S.
- ROTT, E. (1981): Sind die Veränderungen im Phytoplanktonbild des Piburger Sees Auswirkungen der Tiefenwasserableitung? *Arch. Hydrobiol. Suppl. (Algological Studies 34)* Band 67: 29-80.
- SCHWOERBEL, J (1994): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. 4. neu bearbeitete Auflage. G. Fischer, Stuttgart. 368 S.
- TGL (1982): Nutzung und Schutz der Gewässer Stehende Gewässer Klassifizierung. Fachbereichstandard 27885/01. .Verlag für Standardisierung Leipzig
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Int. Verein. für theoretische und angewandte Limnologie*, Mitteilung Nr. **9**.
- UBA (2015): EMPFEHLUNG ZUM SCHUTZ VON BADENDEN VOR CYANOBAKTERIEN-TOXINEN. BUNDESGESUNDHEITSBL 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8 SPRINGER-VERLAG BERLIN HEIDELBERG 2015.
- VAN DER WERFF, A. (1955): A new method of concentrating and cleaning diatoms and other organisms. *Proc. Int. Assoc. theor. appl. Limnology* **13**: 276-277.
- VOIGT, M. & KOSTE, W. (1978): Rotatoria, Monogonata. 2.Aufl., Borntraeger, Berlin, Stuttgart. 671 S.
- WILLÉN, E. (1976): A simplified method of phytoplankton counting. *Br. phycol. J.* **11**: 265-278.
- WILLMITZER, H., GROBE, N., MEHLING, A., NIENHÜSER, A., SCHARF, W. & STICH, B. (2010): Bewertung und Bedeutung der Biofiltration des Zooplanktons zur Verbesserung der Wasserqualität in Talsperren. *Gwf-Wasser/Abwasser* 11/2010: 2-7