

## Anlage 12

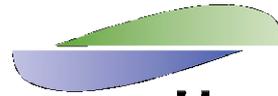
### Neubewilligung Odertalsperre

Bericht:  
Ergebnisse zur Untersuchung von Talsperren  
nach EU-WRRL in 2018

Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons  
in drei Talsperren im Westharz (Niedersachsen)  
zur Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie  
- Untersuchungsjahr 2018 -

2019  
Dr. A. Mehling  
Harzwasserwerke GmbH  
Nikolaistr. 8  
31137 Hildesheim

Freiburg im Juli 2019  
Annette Tworeck, Ursula Riedmüller und Eberhard Hoehn  
LBH Limnologie-Büro Dipl.-Biol. E. Hoehn  
Glümerstr. 2a  
79102 Freiburg



**Harzwasserwerke**

*herrlich weiches Wasser*

## Ergebnisse zur Untersuchung von Talsperren nach EU-WRRL in 2018

- Kurzbericht
- Untersuchungsergebnisse Eckertalsperre
- Trophiebewertung Eckertalsperre
- Untersuchungsergebnisse Sösertalsperre
- Trophiebewertung Sösetalsperre
- Untersuchungsergebnisse Odertalsperre
- Trophiebewertung Odertalsperre

Dr. A. Mehling

## Westharz-Talsperren

Eckertalsperre



Sösetalsperre



Odertalsperre



## **Bericht**

# Bewertung der Westharztalsperren Ecker-, Söse- und Odertalsperre nach LAWA/EU-WRRL

Zur Begutachtung der Harztalsperren Ecker-, Söse- und Odertalsperre im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde eine Beprobung der Talsperren nach den Vorgaben der Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) sowie nach den Anforderungen an Probenahme in Seen/Talsperren zur ökologischen Bewertung der Phytoplankton-Biozönose im Rahmen der WRRL durchgeführt.

Nach Vorgaben der Anforderungen an die Probennahme in Seen zur ökologischen Bewertung der Phytoplanktonbiozönose im Rahmen der WRRL wurde eine Beprobung des Epilimnions an der tiefsten Stelle des Gewässers an 7 Probenahmetagen zwischen April und Oktober für jede der genannten Talsperren durchgeführt. Da in der Ersteinschätzung der Talsperren nach WRRL von 2007 festgestellt wurde, dass eine Probenstelle bei  $\frac{1}{2}$  Talsperrenlänge vergleichbare Ergebnisse für Biozönose und Trophieeinschätzung liefern wie die Probenahmestelle am Damm bei maximaler Wassertiefe, wurde in 2012 und in 2018 in Abstimmung mit dem Auftraggeber auf eine Beprobung bei  $\frac{1}{2}$  Talsperrenlänge verzichtet.

Zur Bestimmung der Schichtungsverhältnisse wurden die Temperatur und der Sauerstoffgehalt online von der Oberfläche bis zum Gewässergrund aufgenommen. Entsprechend der Temperaturschichtung und der gemessenen Sichttiefe (Secchi) wurde die Schöpftiefe für die Mischprobe des Epilimnions festgelegt. Zusätzlich zur Epilimnion-Mischprobe wurde auch eine Mischprobe für das Hypolimnion (Metalimnion – Grund) genommen.

Der Analysenumfang pro Probe wurde nach Absprache mit dem NLWKN, Herr Schuster, festgelegt. Zur Bestimmung der Phytoplankton- und Zooplankton-Biozönose wurden Proben genommen, fixiert und dem Limnologiebüro Hoehn zur Auswertung zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse der Online-Messungen sowie der Analyseergebnisse und deren graphische Auswertung sind dem Anhang zu entnehmen. Im Folgenden werden die Ergebnisse besprochen und diskutiert.

# 1. Allgemeiner Hintergrund - Wasserqualität der Harztalsperren

Die Verwitterung der geologischen Formationen in den Einzugsgebieten der Westharztalsperren mit ihren calciumarmen Gesteinen und die ausgedehnten Moorflächen prägen die Chemie der den Talsperren zufließenden Wässer. In Abhängigkeit von der Höhenlage der Talsperre kann sich die Wasserbeschaffenheit durch Einfluß des Quellgebietes und durch das aus dem Kluftsystem des Gesteins (Neutralisation) zufließende Wasser deutlich verändern.

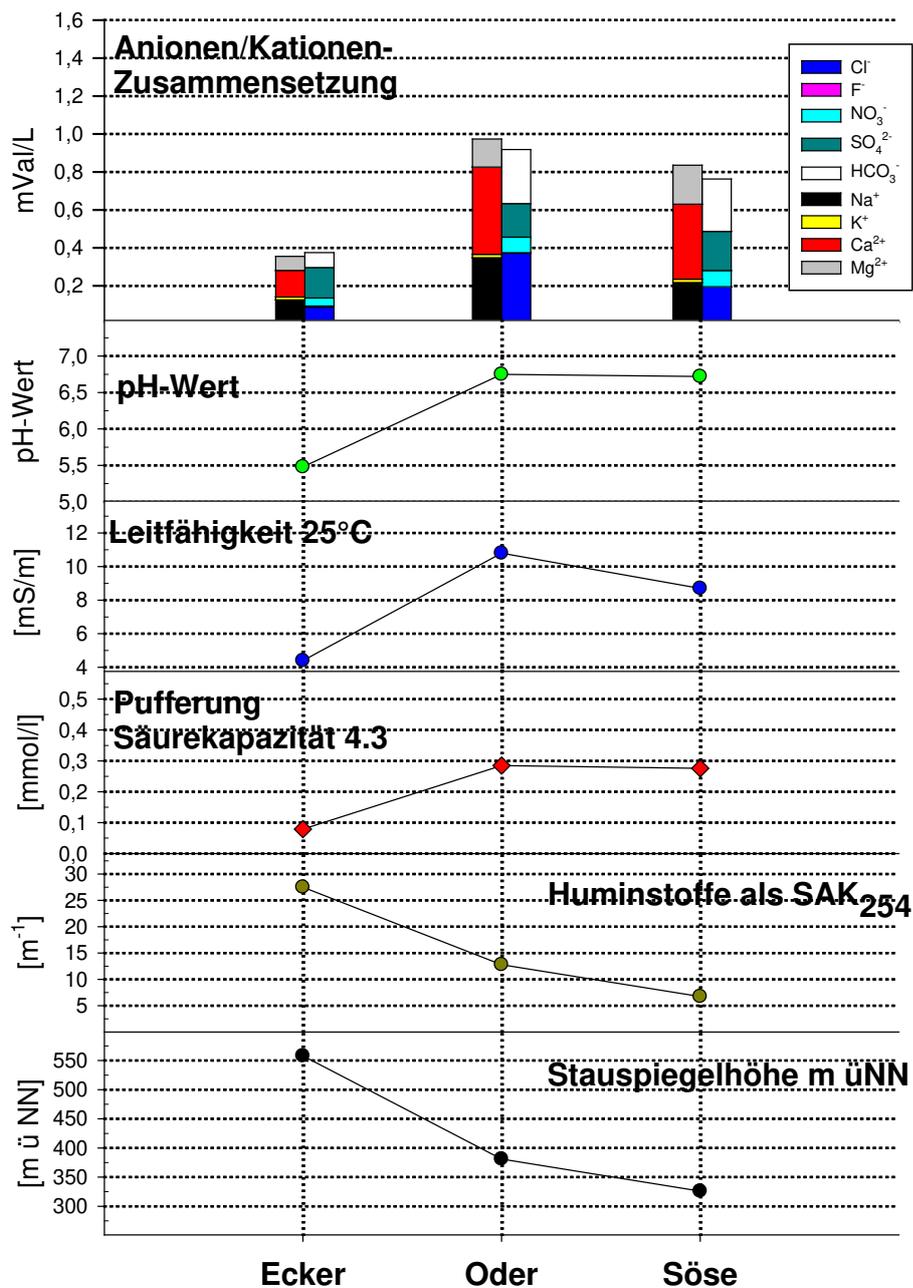


Abbildung 01: Vergleich Wasserqualität der huminstoffbeeinflussten Harztalsperren Ecker-, Söse- und Odertalsperre, Werte 2012

Der Einfluß der Moore in den Einzugsgebieten der Harztalsperren auf deren Wasserqualität lässt sich aus der Abbildung 01 deutlich erkennen, siehe Eckertalsperre. Die durch den Austrag aus den Mooren auftretenden Huminstoffkonzentrationen, hier als Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm ( $SAK_{254}$ ) angegeben, sind umso höher, je näher die Talsperre am Quellbereich (ab 700 m) liegt. Dementsprechend sind diese Wässer sehr schwach gepuffert, sehr weich mit geringen Anionen- und Kationengehalten und weisen niedrige Leitfähigkeiten und pH-Werte auf. In den Wässern der Talsperren aus mittleren Lagen (300 – 400 m) lässt sich neben dem huminsauren Einfluß des Quellbereichs auch die auf die Wasserqualität neutralisierend wirkende Gesteinsverwitterung erkennen. So steigt der Elektrolytgehalt, die Leitfähigkeit sowie die Pufferfähigkeit dieser immer noch recht weichen, annähernd pH-neutralen Wässer deutlich an. Die Oder- und die Sösertalsperre sind Talsperren, in denen je nach Zuflussverhalten recht hohe Huminstoffgehalte bei gleichzeitig schon annähernd neutralen pH-Werten auftreten können.

Insgesamt zeigt sich, dass der Mooreinfluß im Gewässer hin zu niedrigen Höhenlagen abnimmt. Dementsprechend steigt der Einfluß der Gesteinsverwitterung auf die Wasserqualität, erkennbar an steigenden Elektrolytgehalten und neutralen pH-Werten.

## **2. Hydrologische und hydrophysikalische Verhältnisse 2018**

Das Jahr 2018 war meteorologisch gekennzeichnet durch starke Niederschläge bei recht hohen Wintertemperaturen im Januar und Februar und einem weitgehenden Ausbleiben von Niederschlägen seit Ende März 2018 bis Mitte Dezember 2018. Die hohen Sommertemperaturen führten zu hohen Verdunstungsraten und zu Niedrigwasser in allen Fließgewässern des Harzes.

Im Dezember 2017 und Januar 2018 traten kurze Hochwasserphasen mit Schneeschmelze auf. Ende Februar bis in den März hinein traten Abflussphasen mit Schneeschmelze bis in die Kammlagen auf. Grund waren die hohen Wintertemperaturen über 0 °C auch im Februar. Bis in den März hinein füllte ein starkes Zuflussgeschehen alle Westharztalsperren bis zum Vollstau auf. Mitte März wurden sehr niedrige Lufttemperaturen gemessen (< -10°C) und Schneefall bis ins Harzvorland trat noch Ende März 2018 auf.

Ab Mitte April bis etwa Mitte Dezember 2018, somit vom Frühjahr über den gesamten Sommer bis in den Herbst fielen keine nennenswerten Niederschläge im Harz. Die zufließenden Bäche zeigten zum Teil historische Niedrigwasserphasen. Einige Bäche im Harz trockneten auch aus (Breitenbeek). Grund waren die sehr hohen Sommertemperaturen im Juli und August mit starker Verdunstung im Harz. In den Einzugsgebieten von Ecker, Söse und Oder führten diese Sommerverhältnisse zu einem katastrophalen Absterben der Fichten in den Hochlagen der Einzugsgebiete (Wassermangel, Borkenkäfer). Die Veränderung der Bestockung in den Einzugsgebieten werden in den nächsten Jahren Auswirkungen auf die abfließende Wasserqualität und Wasserquantität haben.

Im Frühjahr 2018 waren die Talsperren zum ersten Probenahmetermin am 4.04.2018 erst kurze Zeit eisfrei. Die Eckertalsperre war noch zu einem Drittel im Bereich Stauwurzel mit Eis bedeckt. Alle Wasserkörper zeigten Anfang April eine homogene Temperaturverteilung mit Temperaturen zwischen 3 – 4 °C. Eine typische Ausbildung der Temperaturschichtung zeigte sich ab Anfang Mai, siehe Abbildung 02.

Alle Harztalsperren weisen einen für Mitteleuropa typischen Verlauf der Temperaturschichtung auf. So zeigen die Talsperren nach Winterstagnation unter Eis und der Frühjahrs-Vollzirkulation eine Sommerstagnation mit geschichtetem Wasserkörper. Insgesamt ein für tiefe Seen typisches dimiktisches Schichtungsverhalten. In den letzten 10 Jahren bildet sich immer seltener eine komplette Eisbedeckung aus. So war die Eckertalsperre im Winter 2017/2018 nur von Ende Dezember bis Ende März eisbedeckt und damit im Status der Winterstagnation. Die Söse- und die Odertalsperre zeigten nur eine

partielle Eisbedeckung, dementsprechend war die Durchmischungsphase im Winter deutlich länger als an der Eckertalsperre. Das Phänomen der immer kürzeren Winterstagnation unter Eis trifft hauptsächlich die Talsperren in geringeren Höhenlagen und führt zu Veränderungen im Stoff- und Sauerstoffhaushalt des Wasserkörpers.

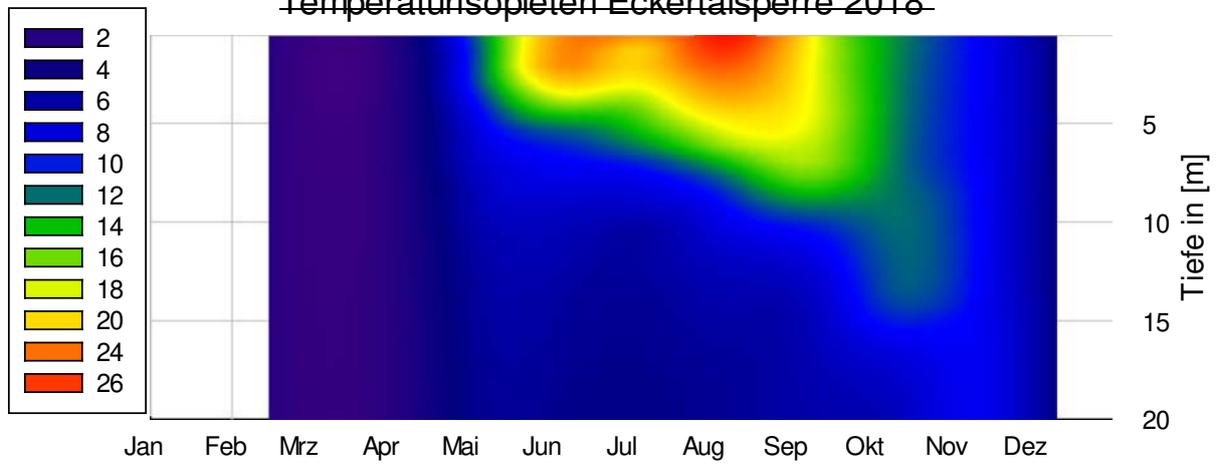
Der Frühsommer und Sommer 2018 war durch das fast vollständige Ausbleiben von Niederschlägen gekennzeichnet. Durch die dementsprechend sehr geringen Zuflüsse (einige Bäche zeigten nur noch Rinnsale) sanken die Talsperrenpegel kontinuierlich. Für die Söse- und die Eckertalsperre wurden Sonderbetriebspläne für den Herbst 2018 erstellt, siehe Abbildung 03. Alle Harztalsperren zeigten erst Ende Dezember 2018 einen wieder kontinuierlich steigenden Talsperrenstand. Der erste ergiebige Niederschlag trat am 19/20.12.2018 auf.

Die Herbst-Vollzirkulation (Umwälzung des Wasserkörpers) erkennbar an den maximalen Wassertemperaturen im Tiefenwasser (Rohwasser) erfolgte an der Eckertalsperre am 15.11.2018 und an der Sösetalsperren am 11.10.2018. Beide Talsperren wälzten im typischen Zeitraum um. An der Sösetalsperre waren die lang anhaltenden hohen Wassertemperaturen im Tiefenwasser, > 10°C bis zum 15.11.2018 typisch.

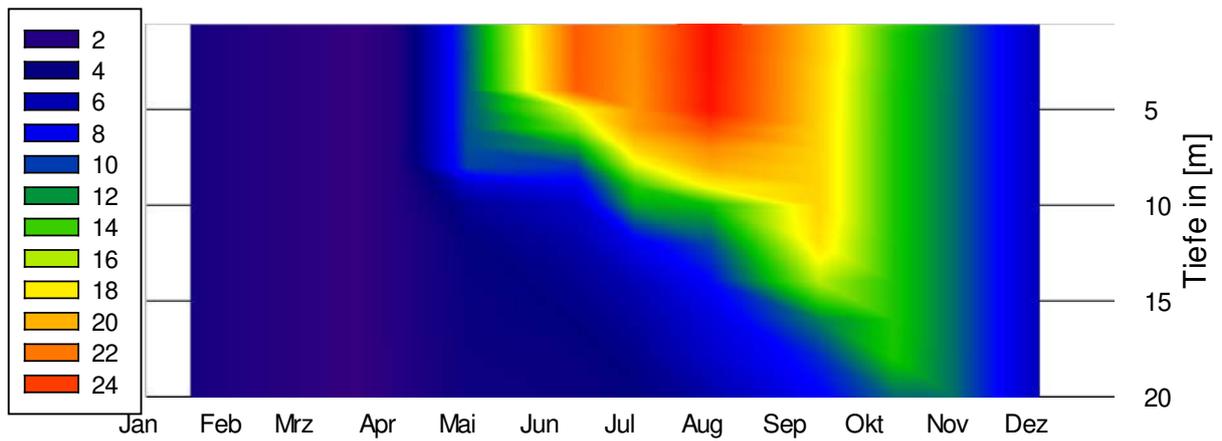
Die Odertalsperre wälzte Mitte Oktober 2018 um, siehe Abbildung 04.

Der Zeitpunkt der Umwälzung wurde durch die starke Rohwasserentnahme in 2018 nicht wesentlich verändert. In den betrachteten Talsperren lief die Umwälzung damit im typischen Zeitrahmen ab. Grund dafür war die Ausbildung eines großen Hypolimnion-Volumens durch die im Mai vorliegenden hohen Talsperren-Stauinhalte.

~~Temperaturisoplethen Eckertalsperre 2018~~



~~Temperaturisoplethen Sösetalsperre 2018~~



~~Temperaturisoplethen Odertalsperre 2018~~

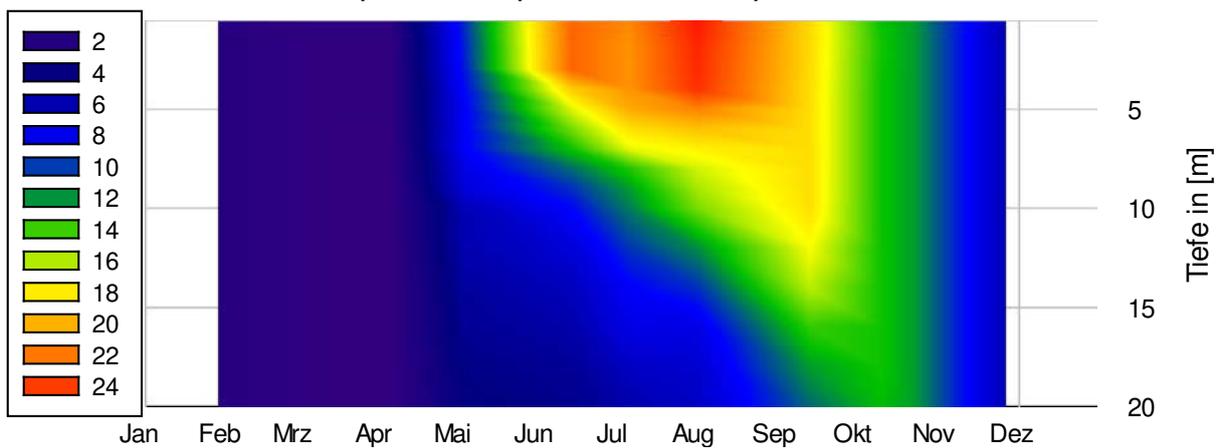


Abbildung 02: Hydrophysikalische Verhältnisse im Talsperrenwasserkörper über den Untersuchungszeitraum 2018

Insgesamt war das Jahr 2018 durch die starken Zuflüsse im Winter, die Schneeschmelze im Februar und die äußerst geringen Gebietsabflüsse und damit geringen Stoffeinträge im Frühjahr und Sommer gekennzeichnet. Dementsprechend lag der Stauinhalt der Talsperren im Frühjahr im Bereich des Vollstaus. Trotz niedriger Gebietsabflüsse führte die hohe Rohwasserentnahme im Sommer und Herbst 2018 zu stark fallenden Stauinhaltskurven.

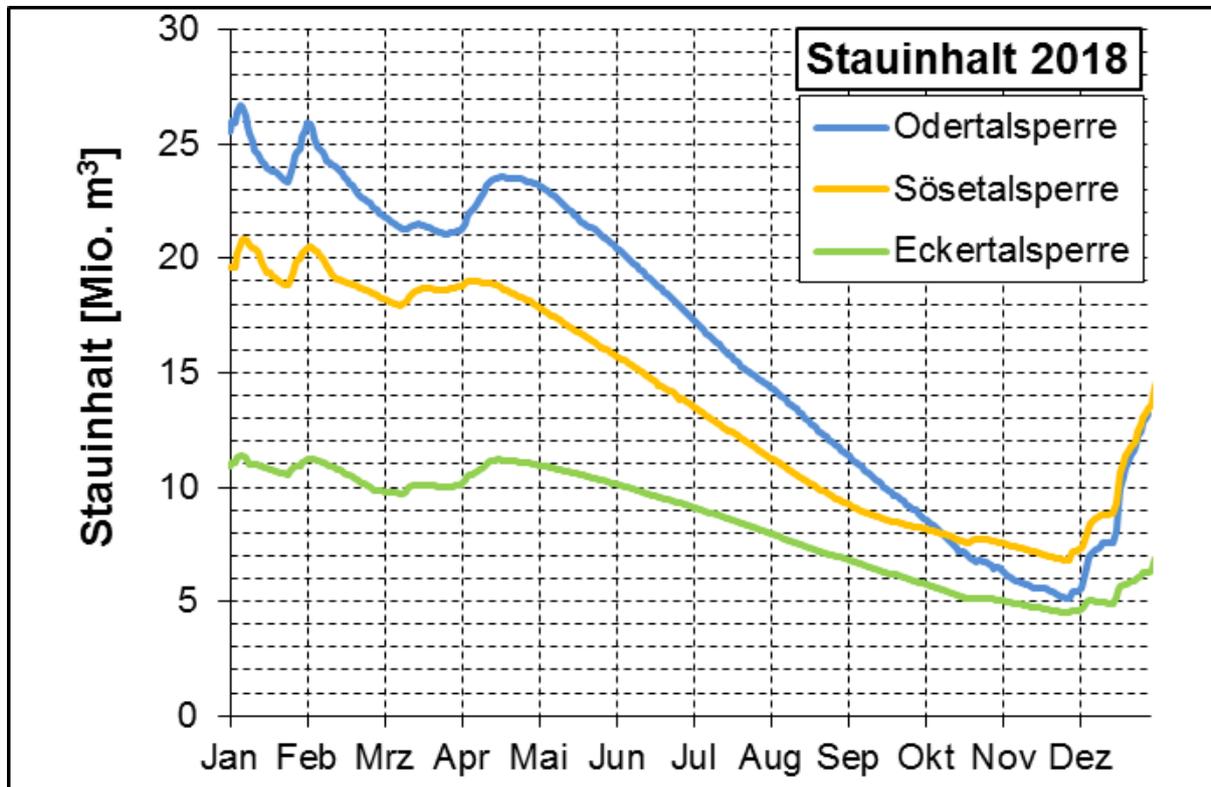


Abbildung 03: Entwicklung der Stauinhaltskurven von Ecker-, Söse- und Odertalsperre 2018.

Die niedrigen Stauinhalte im Spätherbst und die in großen Teilen trocken liegenden Staukörper wurden durch die Dezemberriederschläge und später im Januar und Februar 2019 wieder aufgefüllt. Das dabei sehr ruhige Zuflussgeschehen führt bei keiner der Talsperren zu starken Stoffeinträgen oder Stoffmobilisierungen (Trübstoffe, Huminstoffe).

Aufgrund der geringen Abfluss- und damit Stoffverfrachtung aus den Einzugsgebieten war auch der Austrag von Huminstoffen aus den Mooregebieten des Hochharzes deutlich niedriger als in anderen Jahren. Insgesamt lagen die Huminstoff-Konzentrationen für Söse- und Eckertalsperre im Mittel anderer Jahre. Die Trockenheit auch von Moorstandorten im Hochharz war anhand der geringeren Huminstoff-Frachten aus den Einzugsgebieten während des Auffüllprozesses deutlich zu erkennen.

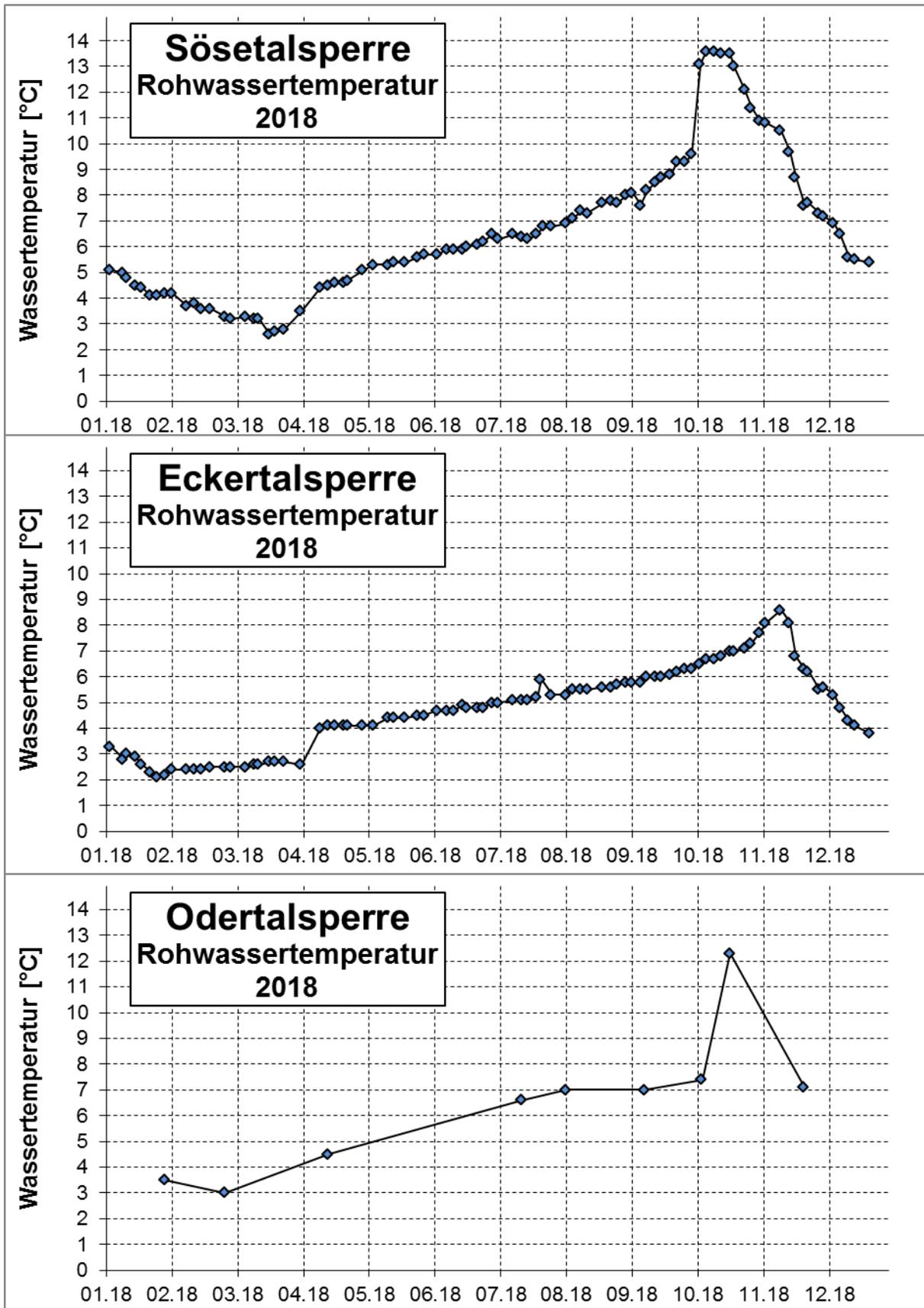


Abbildung 04: Rohwassertemperaturen 2018, Umwälzung Söse-TSP am 11.10.2018, Ecker-TSP am 15.11.2018 und Oder-TSP am 22.10.2018.

### 3. Phytoplanktonentwicklung Rohwasser 2018

Die Phytoplanktonzusammensetzung der Eckertalsperre wird im Rohwasser nicht routinemäßig untersucht. Das Phytoplankton beeinträchtigt die Trinkwasseraufbereitung aufgrund der sehr geringen Phytoplanktonbiomassen über den Jahresverlauf nicht. Das Phytoplankton der Odertalsperre wird nur in Ausnahmefällen, z.B. beim Auftreten von Blaualgenblüten, beprobt.

Die Phytoplankton-Entwicklung an der Sösetalsperre wird aufgrund der möglichen Beeinträchtigung des Aufbereitungsprozesses (Geruch und Geschmack, Beeinträchtigung des Filtrationsbetriebes) im Wasserwerk über den Jahresverlauf wöchentlich im Rohwasser untersucht. Aus der Routinekontrolle des Rohwasser (Tiefenentnahme 3 m über Grund) zeigt sich ein typischer jahreszeitlicher Verlauf der Phytoplankton-Entwicklung in 2018, siehe Abbildung 05. Die Algenentwicklung der Sösetalsperre lag im Vergleich zu den Vorjahren auf einem leicht erhöhten Niveau.

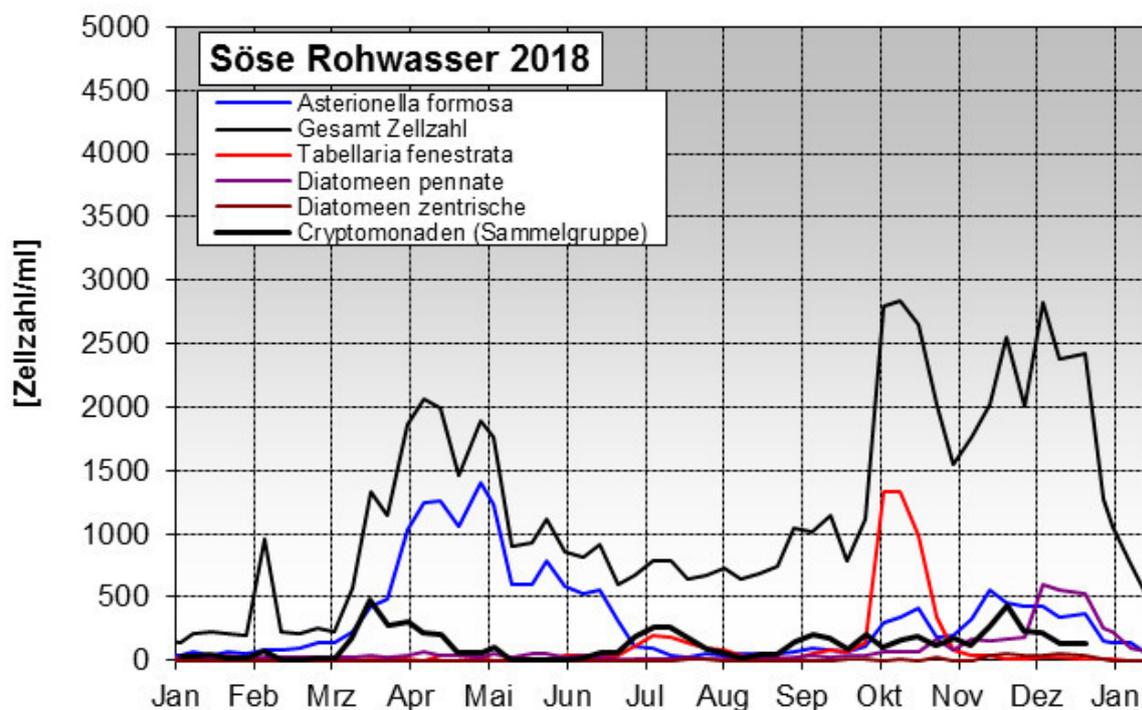


Abbildung 05: Phytoplanktonentwicklung 2018, Sösetalsperre Rohwasser.

Aus der Ganglinie für die Gesamtzellzahl ist deutlich die Frühjahrsentwicklung der Kieselalgen und hier, typisch für die Sösetalsperre, die Dominanz von *Asterionella formosa* zu erkennen. Die Kieselalgenentwicklung startete Anfang März und zeigte Anfang April ein typisches Maximum von ca. 2000 Zellen/ml. Die Frühjahrsentwicklung endete 2018 Mitte Juni.

Das sich nun bildende Sommerplankton besteht vorwiegend aus kleineren Phytoplanktonarten, die Kieselalgen treten zurück, die Artenzahl steigt, die Algenanzahl im Rohwasser sinkt. Es liegt eine typische Algenentwicklung für das Rohwasser im Sommer vor. Ab Mitte September steigt die Algenanzahl wieder. Es treten vermehrt Kieselalgen auf. *Tabellaria fenestrata* dominieren ein Algenmaximum von 2500 Zellen/ml, dass im Zeitraum um die Umwälzung im Oktober 2018 auftritt. Die Herbstvollzirkulation der Sösetalsperre trat

am 11.10.2018 (typischer Zeitraum) mit Wassertemperaturen bei 13,8 °C auf. Die Algenentwicklung nach der Herbstvollzirkulation war typisch.

Insgesamt spiegelt die Phytoplanktonentwicklung im Tiefenwasser der Sösetalsperre die abflussarmen Zeiten im Frühjahr und im Herbst sowie das insgesamt durchschnittliche Abflussjahr 2018 wieder, in dem keine nennenswerte Verfrachtung von Nährstoffen aus den Einzugsgebieten über die Zuflüsse stattfand.

#### 4. Bestimmung der Trophie von Ecker-, Söse- und Odertalsperre

Die Trophieklassifikation für Talsperren nach LAWA unterscheidet grundsätzlich zwischen tiefen, temperaturgeschichteten dimiktischen Talsperren und polymiktischen Flachstauseen. Alle hier untersuchten Harztalsperren wurden nach den Kriterien für tiefe dimiktische Talsperren ausgewertet. Die in der Richtlinie aufgeführten Trophie-Parameter (Gesamtphosphor GP Frühjahr- und Sommerwerte, Chlorophyll-a, Sichttiefe) des Epilimnions wurde zwischen Mai und Oktober 2018 gemessen und zur Auswertung herangezogen. Die genaue Berechnung der Trophie ist der Anlage zu entnehmen. Eine Zusammenfassung der berechneten Werte ist in Tabelle 01 aufgeführt.

Talsperre	Trophie-Index nach LAWA	Bewertung 2018
Eckertalsperre	0,70	dystroph
Sösetalsperre	1,36	oligotroph
Odertalsperre	0,70	dystroph

Talsperre	Trophie-Index nach LAWA mit Sichttiefe	Bewertung 2018
Eckertalsperre	1,35	oligotroph
Sösetalsperre	1,36	oligotroph
Odertalsperre	1,46	oligotroph

Tabelle 01: Berechnung der Trophie nach LAWA. Bei Ecker- und Odertalsperre wurde ohne Sichttiefe-Index ausgewertet, da ein Einfluss der Huminstoffe auf die Sichttiefe nachzuweisen ist (obere Tabelle). Als Vergleich ist der Trophieindex auch mit Auswertung der Sichttiefe aufgeführt (untere Tabelle).

Die Eckertalsperre wird in 2018 als oligotroph/dystroph (LAWA-INDEX: 0,70) eingeschätzt. Die zugeordnete Trophie entspricht der langjährigen Einschätzung des Gewässers. Allerdings ist der LAWA-Index mit 0,7 deutlich geringer als die Ergebnisse der Begutachtungen von 2007 und 2012 (beide LAWA-Index 1,35). Aufgrund der hohen Huminstoff-Konzentrationen musste die Sichttiefe als Bemessungskriterium aus der Bewertung heraus genommen werden. Hier liegt eindeutig ein dystrophes Gewässer vor, siehe auch Abschnitt 4.1

Die Grenze zwischen dem oligo- und dem mesotrophen Zustand liegt bei einem Trophieindex von 1,5. Auf dieser Grenze liegt die Trophie der Odertalsperre. In 2007 war die Odertalsperre an den Messtellen Damm und ½ Talsperrenlänge im Mittelwert mit 1,72 noch leicht mesotroph. In 2012 zeigte der Trophieindex mit 1,50 schon oligotrophe Verhältnisse. Hier spiegelt sich der konstante, sehr große Wasserkörper der Odertalsperre in 2012 wieder, der durch Sanierungsmaßnahmen an den Rohwasserentnahmeverrichtungen begründet

war. In 2012 wurde die Sichttiefe noch zur Berechnung des LAWA-Index der Odertalsperre herangezogen. In 2018, aufgrund der vorliegenden Huminstoff-Konzentration (dystropher Zustand) nicht mehr. Mit 0,7 ist der LAWA-Index deutlich niedriger als in den vorhergegangenen Untersuchungsjahren. Allerdings wurde in 2018 auch zum ersten Mal die Sichttiefe nicht mehr mit einbezogen in den LAWA-Index. Insgesamt liegt die Trophie jetzt im oligotroph/dystrophen Bereich.

Deutlich oligotroph ist die Sösetalsperre mit einem Index-Wert von 1,32 in 2012 und 1,36 in 2018. Die zugeordnete Trophie entspricht der langjährigen Einschätzung. Die typische recht niedrige Kieselalgenentwicklung im Frühjahr 2012, siehe Abschnitt 3, stützt diese Einschätzung.

Die Bestimmung und Bewertung der Phytoplankton-Biozönose der Talsperren, sowie eine daraus folgende Bewertung der Trophie nach WRRL auf Grundlage des Phytoplanktons erfolgt durch das Limnologie-Büro Hoehn.

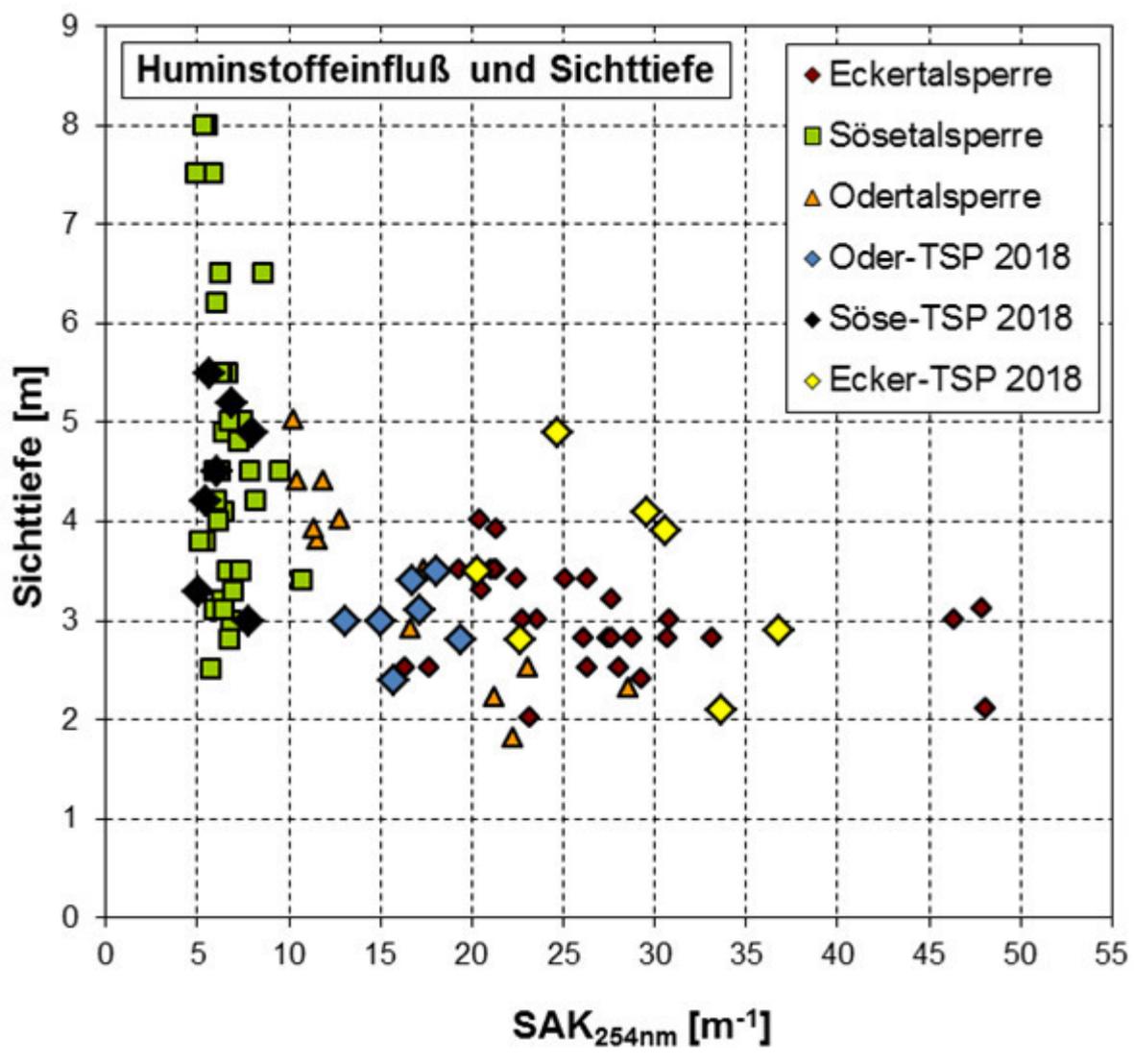


Abbildung 06: Der Einfluß der Huminstoff-Konzentration auf die Sichttiefe ist bei Ecker- und Odertalsperre für die Daten 2018 zu erkennen.

## 4.1 Dystrophie – Einfluß der Huminstoffe auf die Sichttiefe

Der Einfluß der Huminstoffe auf die Sichttiefe der untersuchten Gewässer ist abhängig von deren jährlichen Verfrachtung aus dem Einzugsgebiet. Die Verfrachtung ist stark an das Zuflussgeschehen gekoppelt. Die in Abbildung 06 dargestellten Werte entstammen den Tiefenschnittprogrammen der Harzwasserwerke seit 2003 bis 2012, gesondert aufgeführt sind die Werte von 2018. Deutlich ist zu erkennen, dass an der Eckertalsperre bei  $SAK_{254}$ -Gehalten von über  $15 \text{ m}^{-1}$  ein klarer Einfluss auf die Sichttiefe abzuleiten ist, zumal die Trübungswerte in dieser Talsperre auf sehr niedrigem Niveau liegen (oft  $< 1 \text{ FNU}$ ). Hier liegen in 2018, bei  $SAK_{254}$ -Gehalten von  $> 20 \text{ m}^{-1}$ , eindeutig dystrophe Verhältnisse vor. Zur Bestimmung der Trophie kann hier die Sichttiefe nicht herangezogen werden!

An der Odertalsperre, die  $SAK_{254}$  Gehalte von  $> 15 \text{ m}^{-1}$  zeigt, ist die Beeinflussung der Sichttiefe auch in 2018 deutlich zu erkennen. Allerdings können die  $SAK_{254}$ -Werte in manchen Jahren nahe  $10 \text{ m}^{-1}$  liegen. In diesem Bereiche ist die Beeinflussung nicht mehr so deutlich. In 2018 ist die Sichttiefe allerdings eindeutig durch Huminstoffe beeinträchtigt. Zur Bestimmung der Trophie kann hier die Sichttiefe ebenfalls nicht herangezogen werden!

An der Sösetalsperre, die  $SAK_{254}$  Gehalte von  $5 - 10 \text{ m}^{-1}$  zeigt, ist der Einfluß der Huminstoffe auf die Sichttiefe gering. Vor allem in Jahren, in denen die  $SAK_{254}$ -Werte unter  $8 \text{ m}^{-1}$  liegen, ist von einer Beeinflussung der Sichttiefe nicht mehr auszugehen. In 2018 lagen alle  $SAK_{254}$  Gehalte unter  $8 \text{ m}^{-1}$ . Bei solchen Zuständen ist die Sichttiefe für die Trophiebewertung uneingeschränkt nutzbar.

## 5. Einzelauswertung

### 5.1 Eckertalsperre

Die Eckertalsperre zeigte im Untersuchungszeitraum von Anfang April bis Mitte Oktober 2018 eine deutliche Abnahme des Talsperrenstandes von 552,9 auf 543,5 m üNN. (Verringerung der Stauhöhe 9,5 m) und weiter bis in den Dezember eine Abnahme auf 540,4 m üNN. Dementsprechend verringerte sich das Volumen des Talsperrenwasserkörpers von 10,5 im April auf 5,6 Mio.  $\text{m}^3$  im Oktober. Das Jahr 2018 war im Untersuchungszeitraum zwischen April und Oktober das trockenste Jahr seit Einstau der Eckertalsperre. Das sehr ruhige Zuflussgeschehen in 2018 führte an der Eckertalsperren im Jahresvergleich zu keiner Veränderung der Wasserqualität im Epilimnion.

Die Wasserentnahme aus dem Speicher erfolgte ausschließlich aus dem Hypolimnion. Veränderung der Wasserqualität im Hypolimnion wurde im Untersuchungszeitraum beobachtet. So waren ab August 2018 Rücklösungsreaktionen an steigenden Mangan- und vor allem an den Eisenkonzentrationen im Rohwasser erkennbar. Die Spitzenwerte im Untersuchungszeitraum traten im Oktober 2018 im Rohwasser auf. Es wurden etwa  $600 \mu\text{g/l}$  Eisen gesamt und etwa  $100 \mu\text{g/l}$  Mangan gesamt nachgewiesen. Die Hypolimnion-Proben zeigten in dem Zeitraum ähnlich hohe Konzentrationen. Die Mangan- und Eisenkonzentrationen stiegen bis Mitte Dezember 2018 noch weiter an ( $190 \mu\text{g/l}$  Mangan,  $700 \mu\text{g/l}$  Eisen im Rohwasser).

Die Sichttiefe wird an der Eckertalsperre durch die stark braune Farbe des Wasserkörpers, hervorgerufen durch die hohe Huminstoffkonzentration ( $SAK_{254}$ :  $36 \text{ m}^{-1}$ , TOC:  $8 \text{ mg/l}$ ), deutlich beeinträchtigt. Im Untersuchungszeitraum lag die Sichttiefe (Secchi) im Mai bei 2,1 m um dann ab Juni anzusteigen und Anfang August mit 4,9 m einen für die Eckertalsperre sehr hohen Wert zu erreichen. Grund für die hohe Sichttiefe war der kontinuierliche Abbau von Huminstoffen durch Sonnenlicht über den Untersuchungszeitraum.

Durch die hohe Huminstoff-Konzentration und der damit verbundenen geringen Eindringtiefe des Lichtes in den Wasserkörper (euphotische Tiefe), bildet sich nur ein geringmächtiges Epilimnion im Frühsommer aus. In 2018 führte die hohe Sonnenintensität in den

Sommermonaten zu sehr hohen Wassertemperaturen im Epilimnion. So lagen die Wassertemperaturen im Epilimnion (Mischtemperatur) zwischen Mai und September 2018 zwischen 10,5 und 16,6 °C auf einem deutlich höheren Niveau im Vergleich zu 2012. An der Gewässeroberfläche lag die Spitztemperatur am 01.08.2018 bei 25,1 °C. Durch die Höhenlage und das kleine Epilimnion können in einzelnen Jahren erhebliche Schwankungen in der Wassertemperatur des Epilimnions auftreten. Die für das Jahr 2018 vorliegenden Epilimnion-Temperaturen sind als außergewöhnlich warm für die Eckertalsperre einzuschätzen.

Die Moore im Einzugsgebiet führen zu hohen Huminstoff-Konzentrationen im Wasserkörper der Eckertalsperre. Die dementsprechend vorliegenden huminsauren Verhältnisse dominieren das pH-Niveau der Eckertalsperre (dystrophes Gewässer). Die pH-Werte im Epilimnion lagen zwischen April und August 2018 zwischen 5,6 und 5,7. Ab September stieg der pH-Wert bis auf 6,1 an. Der Spitzenwert mit pH-6,1 wurden in 2018 deutlich später erreicht als in 2012. Die deutlich sauren pH-Werte und der nur geringe Anstieg des pH-Wertes im Sommer weisen auf eine nur geringe bis mäßige Primärproduktion hin. Die Werte für Chlorophyll-a, Phytoplankton-Biomasse und –Zellzahl bestätigen diese Einschätzung. Die höchsten pH-Werte von 6,1 im Epilimnion decken sich mit der höchsten Pufferfähigkeit im September und Oktober bei 0,1 mmol/l. Die Pufferkapazität ist aber insgesamt als gering zu bezeichnen.

Aufgrund der vorliegenden dystrophischen Verhältnisse treten Kieselalgen nur in geringer Anzahl auf. Im Frühjahr 2018, im April und Mai trat die Kieselalgenart *Tabellaria flocculosa* mit höheren Biomassen auf. Dominant waren zu diesem Zeitpunkt aber coccale Chlorophyceen und Dinophyceen. Ab Mai dominieren über den ganzen Sommer Dinophyceen (*Gymnodinium uberrium*) und Cryptophyceen (*Cryptomonas ovata/erosa*), was typisch für die Eckertalsperre ist.

Die Nährstoff-Konzentration an der Eckertalsperre ist niedrig (Trophie: oligotroph). Typischerweise liegen die GP-Konzentrationen, in durch Huminstoffe beeinflussten Talsperren wie der Eckertalsperre, etwas höher als in Talsperren ohne Huminstoffbeeinflussung. Der Phosphor wird mit den Huminstoffen in das Gewässer transportiert und kommt aus den Moorstandorten im Einzugsgebiet. In 2018 lagen die Nährstoff-Konzentrationen auf einem sehr niedrigen Niveau (Gesamt Phosphor GP < 10 µg/l).

Die Nitratkonzentration nahm entsprechend der Vegetationsperiode von April bis September von 2,6 auf 2,1 mg/l im Epilimnion ab und lag auf einem sehr niedrigen Niveau. Ein typisches Verhalten der Nitratganglinien im jahreszeitlichen Verlauf in den Harztalsperren.

Rücklösungsreaktionen von Mangan oder Eisen bzw. einen Anstieg der Ammonium-Konzentration durch Sauerstoff-Defizite an der Sedimentoberfläche wurden im Hypolimnion im Untersuchungs-Zeitraum beobachtet. Die Sauerstoffsättigung lag im September im Hypolimnion bei 75 % (8,4 mg/l O<sub>2</sub> bei 8,0 °C) und im Tiefenwasser bei 69 % (8,6 mg/l O<sub>2</sub> bei 5,8 °C). Die Umwälzung des Wasserkörpers erfolgte am 15.11.2018, zu erkennen an den höchsten Wassertemperaturen (8,6 °C) und steigenden Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser, siehe Abbildung 02. Die Entwicklung der Wasserparameter sind aus den Anlagen zu ersehen, siehe Grafik Eckertalsperre.

## 5.2 Sösetalsperre

Die Sösetalsperre zeigte in 2018 eine starke Abnahme des Talsperrenstandes. So fiel der Wasserstand von 320,5 m üNN. Anfang April auf 305,2 m üNN. Anfang Dezember (- 15 m Stauhöhe). Das Talsperrenvolumen verringerte sich in dem Zeitraum von 18,8 Mio. m<sup>3</sup> auf etwa 6,8 Mio. m<sup>3</sup>. (- 12 Mio. m<sup>3</sup>).

Im Untersuchungszeitraum bis Mitte Oktober wurde eine Stauhöhe von 307,45 m üNN. und ein Talsperrenvolumen von 8,07 Mio. m<sup>3</sup> erreicht (- 13 m Stauhöhe, - 10,7 Mio. m<sup>3</sup>).

Die Entwicklung der Wassertemperatur und damit die Ausbildung der Schichtung im Mai 2018 ist typisch für die Sösetalsperre. Durch die hypolimnische Wasserentnahme im Sommer zeigte sich ein typischer Temperaturgradient im Tiefenwasser. Im September wurden in 20 m Tiefe 9,1 °C gemessen. Aufgrund der hohen hypolimnischen Wasserentnahme und der normalen Ausbildung der Schichtung im Mai 2018, lag die Umwälzung des Wasserkörpers am 11.10.2018 mit einer Wassertemperatur von 13,5 °C im üblichen Zeitrahmen. Nach der Umwälzung ging die Stauhöhe bis in den Dezember noch deutlich zurück.

An der Gewässeroberfläche erreichte die Wassertemperatur nach 11,1 °C Anfang Mai im Juni schon die 20°C Marke. Der Spitzenwert von 23,6 °C wurde Anfang August gemessen.

Zum Ende des Untersuchungszeitraums, ab Mitte September 2018, traten Sauerstoffdefizite im Hypolimnion (Sättigung 30%, 3,4 mg/l O<sub>2</sub>; 9,7 °C) auf. Die Mangankonzentration im Tiefenwasser stieg, parallel zur sich verringernden Sauerstoffsättigung, auf 0,9 mg/l Mn<sub>gesamt</sub> im Oktober an. Die Ammonium- bzw. Nitritkonzentration zeigten eine Spitze im September, um dann im Oktober auf ein niedrigeres Niveau abzusinken.

Die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion, mit dem Anstieg der Ammonium- und Nitritkonzentration und dem folgenden Anstieg der Mangan-Konzentration, ist ein typischer hydrochemischer Prozess. In 2018 war die Sauerstoffzehrung und die resultierende Mangan-Konzentration allerdings sehr hoch. Grund für die hohe Sauerstoffzehrung ist die starke Kieselalgenblüte (*Asterionella formosa*) im Frühjahr 2018 und die anschließenden Abbaureaktionen am Gewässergrund sowie die stabile Temperaturschichtung des Wasserkörpers im Sommer 2018.

Das Phytoplankton der Sösetalsperre wurde 2018 durch eine typische Kieselalgenentwicklung im Frühjahr (März bis Mitte Juni) dominiert, siehe auch Abschnitt 3. Die Phytoplankton-Biomasse, -Zellzahl und Chlorophyll-a-Konzentration lag auf einem für die Sösetalsperre erhöhten Niveau. Die dominante Kieselalge *Asterionella formosa* im Frühjahr wurde ab Mitte Juni von *Tabellaria flocculosa* in ihrer Dominanz abgelöst. Im Sommer verringerte sich die Algenbiomasse im Epilimnion deutlich. Die nur geringe Primärproduktion im Sommer zeigte sich durch normale sauerstoffgesättigte Verhältnisse an der Gewässeroberfläche (keine Übersättigung durch Primärproduktion) und die seit April weitgehend konstanten neutralen pH-Werte im Epilimnion.

Die Nährstoff-Konzentrationen (GP: < 10 µg/l) lagen auf einem gewohnt niedrigen Niveau.

### 5.3 Odertalsperre

Durch die Generalsanierung der Rohwasserentnahmeverrichtungen an der Odertalsperre von März 2011 bis November 2014 wurde es notwendig, die Unterwasserabgabe nicht aus dem Tiefenwasser der Talsperre zu entnehmen, sondern über Nebengewässer und einen Stollen Wasser aus dem Epilimnion zur Unterwasserabgabe zu nutzen. Aufgrund der nicht erfolgten hypolimnischen Entnahme in 2012 verhielt sich die Odertalsperre in seinen hydrophysikalischen Prozessen eher als normales stehendes Gewässer. In 2018 wird die Unterwasserabgabe wieder durch die hypolimnische Entnahme von Rohwasser aus der Talsperre sichergestellt. Die für Talsperren typische Dynamik im Wasserkörper lag 2018 wieder vor.

Die Odertalsperre zeigte in 2018 eine starke Abnahme des Talsperrenstandes. So fiel der Wasserstand von 373,4 m üNN. Anfang April auf 351,1 m üNN. Anfang Dezember (- 22 m Stauhöhe). Das Talsperrenvolumen verringerte sich in dem Zeitraum von 21,3 Mio. m<sup>3</sup> auf etwa 5,1 Mio. m<sup>3</sup>. (- 16 Mio. m<sup>3</sup>).

Im Untersuchungszeitraum bis Mitte Oktober wurde eine Stauhöhe von 357,45 m üNN. und ein Talsperrenvolumen von 8,30 Mio. m<sup>3</sup> erreicht (- 16 m Stauhöhe, - 13 Mio. m<sup>3</sup>).

Die Entwicklung der Wassertemperatur und damit die Ausbildung der Schichtung im Mai 2018 ist typisch für die Odertalsperre. Durch die hypolimnische Wasserentnahme im Sommer zeigte sich ein typischer Temperaturgradient im Tiefenwasser. Im September wurden in 20 m Tiefe schon 11,3 °C gemessen. Aufgrund der hohen hypolimnischen Wasserentnahme und der normalen Ausbildung der Schichtung im Mai 2018, lag die Umwälzung des Wasserkörpers am 22.10.2018 mit einer Wassertemperatur von 12,3 °C im üblichen Zeitrahmen. Nach der Umwälzung ging die Stauhöhe bis in den Dezember noch deutlich zurück.

Zum Ende des Untersuchungszeitraums, ab Mitte Oktober 2018, traten Sauerstoffdefizite im Hypolimnion (Mischprobe Hypolimnion: Sättigung 50%, 5,7 mg/l O<sub>2</sub>; 9,8 °C; Tiefenwasser 27 m, Sättigung 40%, 4,8 mg/l O<sub>2</sub>, 7,4°C) auf. Die Mangankonzentration im Hypolimnion stieg, parallel zur sinkenden Sauerstoffsättigung, auf 0,2 mg/l Mn<sub>gesamt</sub> an. Die Ammoniumkonzentration zeigte keine Spitze und blieb über den Untersuchungszeitraum unter 0,1 mg/l. Dementsprechend treten die Rücklösungsreaktionen in 2018 nur in geringem Umfang auf. Die niedrige Sauerstoffsättigung mit 40% im Tiefenwasser ist aber auffällig gering.

Im Epilimnion zeigte der pH-Wert im Untersuchungszeitraum, ähnlich wie in der Sösetalsperre, ein stabiles Niveau zwischen 6,8 bis 7,1. Übersättigungen von Sauerstoff traten im Epilimnion nicht auf. Entsprechend der Chlorophyll-a Gehalte muß man auch an der Odertalsperre von einer dem niedrigen Trophiegrad angepassten Primärproduktion ausgehen.

Nach geringem Phytoplankton-Wachstum im April und Mai 2018 (später Wintereinbruch bis Ende März), dominierte eine Kieselalgenblüte (*Asterionella formosa*) das Phytoplankton im Juni. Im weiteren Verlauf des Sommers verlagerte sich die Dominanz der Kieselalgen von *Asterionella formosa* hin zu *Aulacoseira distans* und *Tabellaria flocculosa*. Wie in der Sösetalsperre dominieren auch in der Odertalsperre die Kieselalgen das Phytoplankton über den gesamten Sommer. Der Einfluss der Kieselalgen auf die Wasserqualität lässt sich anhand der gelösten Silizium-Konzentrationen gut erkennen. So sinkt die Silizium-Konzentration von 3,2 mg/l im April auf 1,3 mg/l im September und Oktober. Die Kieselalgenentwicklung über den Sommer ist der Grund für die Abnahme.

Die Nährstoffkonzentrationen lagen zwischen April und September, typisch für eine oligotrophe Talsperre, auf niedrigem Niveau, gesamt Phosphor < 0,010 µg/l. Der Nitratwert verringerte sich über den Sommer nur unwesentlich von 4,6 auf 3,6 mg/l.

Die Huminstoffkonzentrationen beeinflussen je nach jährlicher Verfrachtung aus dem Einzugsgebiet die Sichttiefe und damit die Ausbildung der euphotischen Zone. Im Jahr 2018 lagen die höchsten Huminstoffgehalte mit 19,4 m<sup>-1</sup> SAK<sub>254</sub> im Mai vor. Über den Sommer war eine Verringerung der Huminstoff-Konzentration im Epilimnion zu erkennen.

Die Wasserqualität der Odertalsperre hat sich in den letzten 15 Jahren verändert. Eine Oligotrophierung ist deutlich zu erkennen. Seit 1996 werden keine kommunalen Abwässer bzw. Kläranlagenabläufe mehr der Talsperre zugeführt. Lag die Trophie in 1996 noch im deutlich eutrophen Bereich mit zum Teil starken Bualgen-Blüten, zeigte schon die Erstuntersuchung der Odertalsperre in 2007 nur noch einen mesotrophen Trophiegrad. Die Untersuchungen in 2012 und 2018 zeigen heute einen oligotrophen Wasserkörper. Zu berücksichtigen in 2018 ist das Ausbleiben von Zuflüssen im gesamten Untersuchungszeitraum (sehr geringe Stoffverfrachtung aus Einzugsgebiet) und die seit Jahren steigende Huminstoff-Konzentration die den dystrophen Charakter begründen.

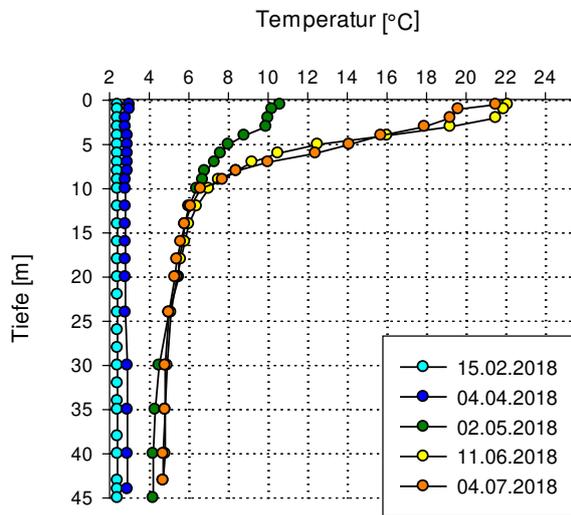
## Literatur:

1. Gewässerbewertung – stehende Gewässer, Vorläufige Richtlinie zur Trophieklassifikation von Talsperren, Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA)
2. Anforderungen an Probenahme in Seen zur ökologischen Bewertung der Phytoplankton-Biozönose im Rahmen der EU-WRRL
3. Bewertung der Harztalsperren Innerste-, Oder- und Okertalsperre nach LAWA-EU/WRRL 2007, Harzwasserwerke GmbH, Schnitzler und Mehling 2008
4. Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons in drei Talsperren im Westharz (Niedersachsen) sowie darauf basierende Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Untersuchungsjahr 2012 -, Ursula Riedmüller, Annette Tworeck und Eberhard Hoehn, Freiburg Juli 2013
5. Bewertung der Harztalsperren Ecker-, Söse- und Odertalsperre nach LAWA-EU/WRRL 2012, Harzwasserwerke GmbH, Schnitzler und Mehling 2013

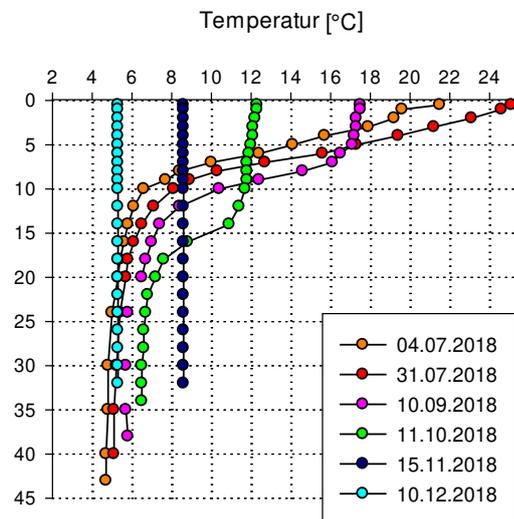
# Anlagen

# Untersuchungsergebnisse Eckertalsperre

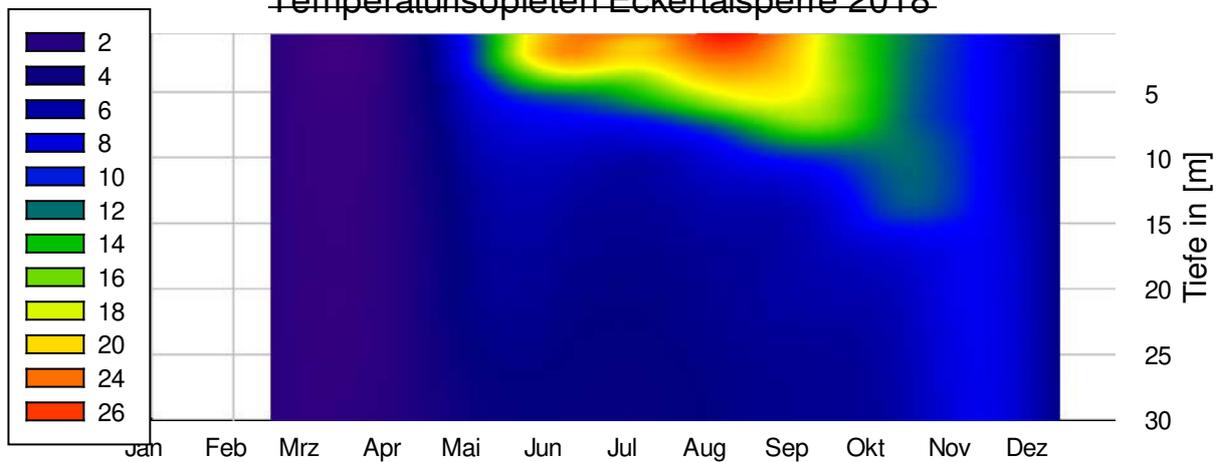
## Temperaturschichtung Frühjahr - Frühsommer



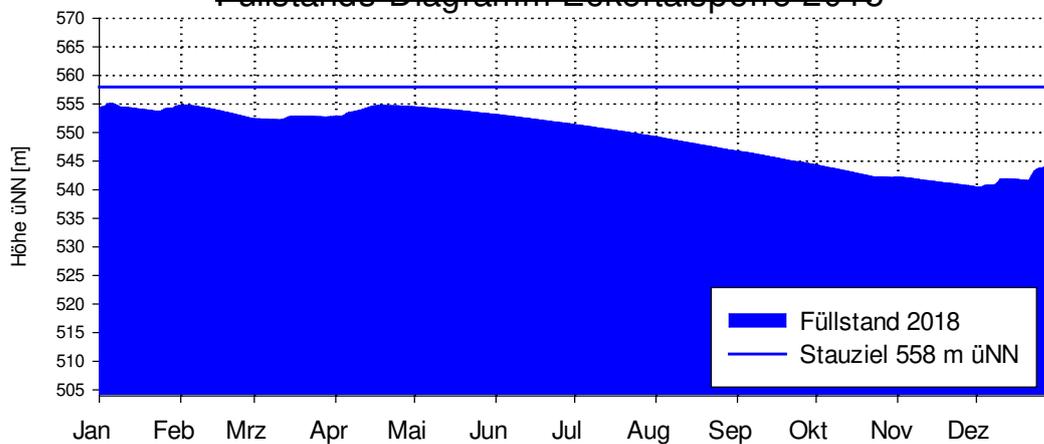
## Temperaturschichtung Sommer - Herbst



## Temperaturisoplethen Eckertalsperre 2018



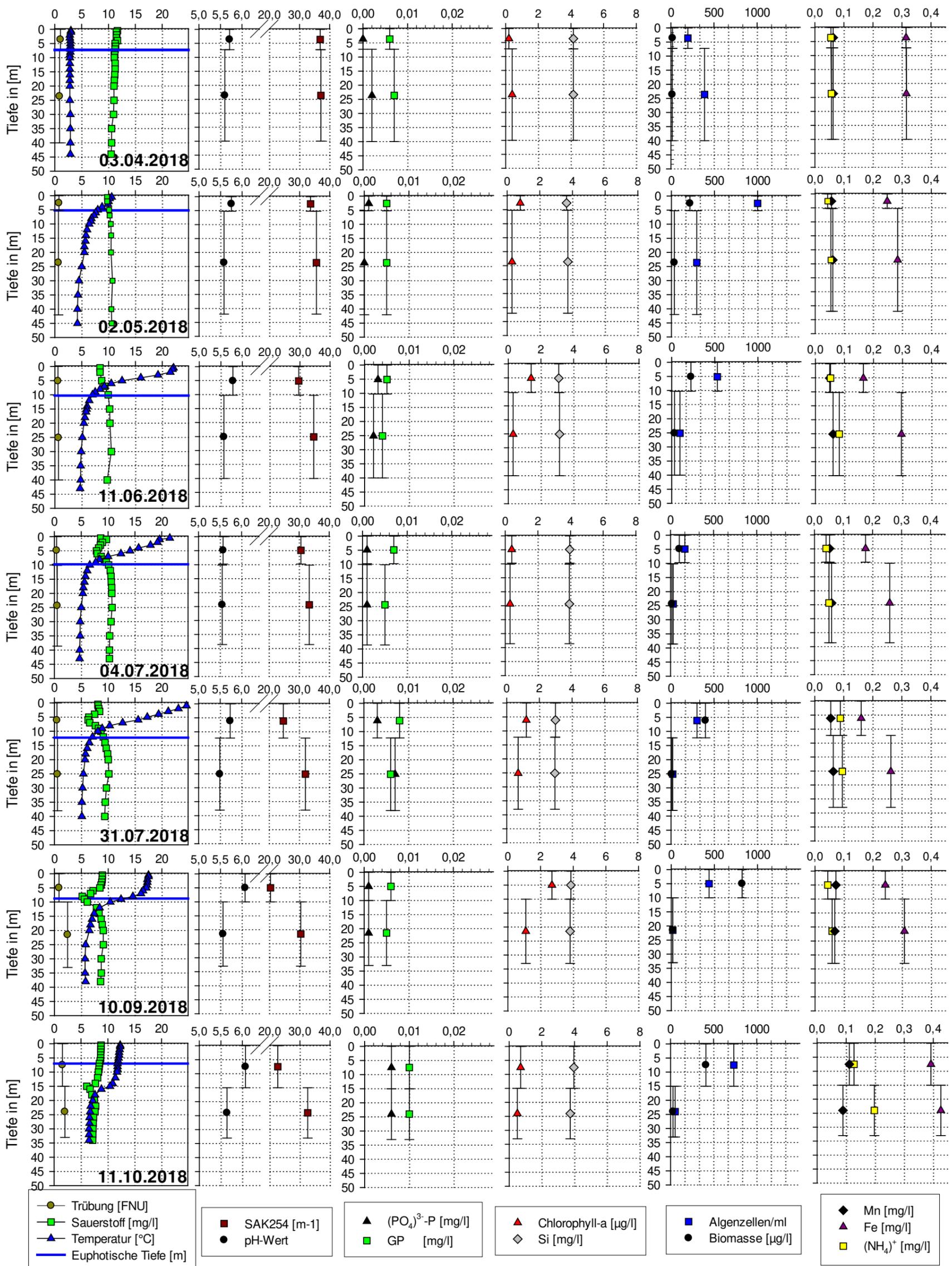
## Füllstands-Diagramm Eckertalsperre 2018



Eckertalsperre Damm 2018														
Tiefe [m]	Temperatur in [°C]							Sauerstoff in [mg/l]						
	04.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	01.08.2018	10.09.2018	11.10.2018	04.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	01.08.2018	10.09.2018	11.10.2018
0,5	3,0	10,6	22,1	21,5	25,1	17,5	12,3	11,68	9,71	8,40	8,64	8,10	8,91	8,73
1	3,0	10,2	21,9	19,6	24,6	17,5	12,3	11,46			9,70	8,12	8,91	8,71
2	2,8	10,0	21,5	19,2	23,1	17,3	12,2	11,53	9,73	8,40	8,94	8,26	8,88	8,72
3	2,8	9,9	19,2	17,9	21,2	17,3	12,1	11,46			8,57	8,43	8,82	8,68
4	2,9	8,8	16,0	15,7	19,4	17,2	12,1	11,67			8,24	7,47	8,66	8,67
5	2,9	8,0	12,5	14,1	17,3	17,1	12,0	11,24	10,10	8,71	7,83	6,40	8,46	8,66
6	2,9	7,6	10,5	12,4	15,6	16,5	11,9	11,31			7,97	6,27	7,17	8,58
7	2,9	7,3	9,2	10	12,7	16,1	11,8	11,24	10,20	9,31	8,70	6,58	6,72	8,44
8	2,9	6,8	8,4	8,4	10,3	14,6	11,8	11,09			9,30	7,63	5,17	8,39
9	2,8	6,7	7,5	7,7	8,9	12,4	11,8	11,16			9,67	8,20	5,57	8,33
10	2,8	6,4	7,0	6,6	8,1	10,4	11,7	11,09	10,44	9,92	10,11	8,65	6,10	8,25
12	2,8	6,0	6,4	6,1	7,1	8,4	11,4	11,24			10,42	9,10	7,82	8,09
14	2,8	5,8	6,0	5,8	6,5	7,4	10,9	11,24	10,48		10,55	9,42	8,30	7,67
16	2,8	5,7	5,8	5,6	6,1	7,0	8,8	11,16		10,20	10,60	9,65	8,68	6,70
18	2,8	5,5	5,6	5,4	5,8	6,7	7,6	11,09			10,68	9,91	8,90	7,02
20	2,8	5,5	5,4	5,3	5,7	6,5	7,2	11,02	10,47	10,25	10,70	10,03	9,08	7,49
25	2,8	5,0	5,1	5	5,4	5,8	6,7	11,02			10,74	10,14	9,09	8,08
30	2,9	4,5	4,9	4,8	5,2	5,7	6,5	10,94	10,75	10,52	10,55	9,68	8,70	7,23
34							6,5							7,16
35	2,9	4,3	4,8	4,8	5,1	5,7		10,57			10,30	9,47	8,71	
38						5,8							8,59	
40	2,9	4,2	4,8	4,7	5,1			10,57	10,53	9,74	10,25	9,37		
43			4,7	4,7			6,5				10,25			
44	2,9						6,5	10,50						
45		4,2							10,60					

Trophiebewertung nach LAWA										
<b>Ort</b>	Eckertalsperre 2018									
<b>Unterort</b>	Damm									
		03.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	31.07.2018	10.09.2018	10.10.2018	Summe	Mittelwert
Chlorophyll a	Epilimnion	0,20	0,80	1,40	0,40	1,20	2,70	0,70	7,40	1,06
Trophie-Index		0,50	0,50	0,85	0,50	0,70	1,40	0,50	4,95	0,71
Sichttiefe	Epilimnion	2,90	2,10	4,10	3,90	4,90	3,50	2,80	24,20	3,46
Trophie-Index		2,50	2,90	2,15	2,20	<b>1,95</b>	2,35	2,55	14,65	2,44
GPSommer	Epilimnion	6,00	7,00	5,00	7,00	8,00	6,00	10,00	49,00	7,00
Trophie-Index		0,90	1,10	0,70	1,10	1,30	0,90	1,50	7,50	1,07
GPFrühjahr	Epilimnion	6,13							6,13	6,13
Trophie-Index		1,30							1,30	1,30
	Mittelwerte Trophieindizes	Wichtung	Produkt Trophieindex x Wichtung							
Chlorophyll a	0,71	10,00	7,07		Berechnung als tiefe, stabil temperaturgeschichtete Talsperre					
Sichttiefe		8,00	-		GP-Frühjahr aus Rohwasserwerten Januar-April					
GPSommer	1,07	7,00	7,50		<b>Sichttiefe durch Huminstoffe beeinflusst</b>					
GPFrühjahr	1,30	5,00	6,50		<b>Sichttiefe nicht nutzbar.</b>					
Summe Wichtungen		30,00			SAK <sub>254</sub> im Epilimnion zwischen 35 und 20 m <sup>-1</sup>					
Trophieindizes			21,07							
Gesamtindex	0,70									
<b>Bewertung</b>	<b>dystroph</b>									
Berechnung ohne Sichttiefe wegen Beeinflussung Huminstoffe										

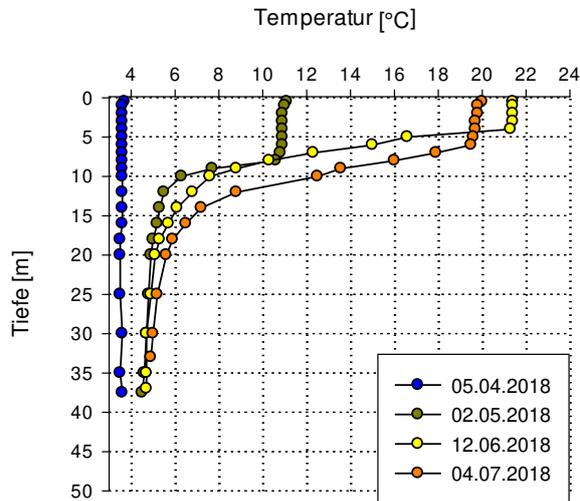
# Ecker-Talsperre 2018



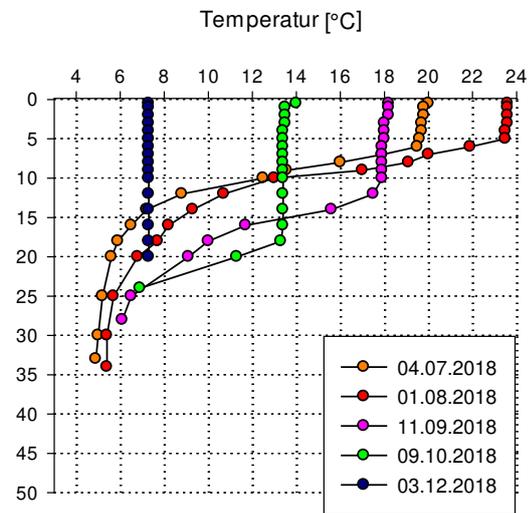
Ergebnisse WRRL-Beprobung Eckertalsperre – Grafische Darstellung ausgewählter Parameter

# Untersuchungsergebnisse Sösetalsperre

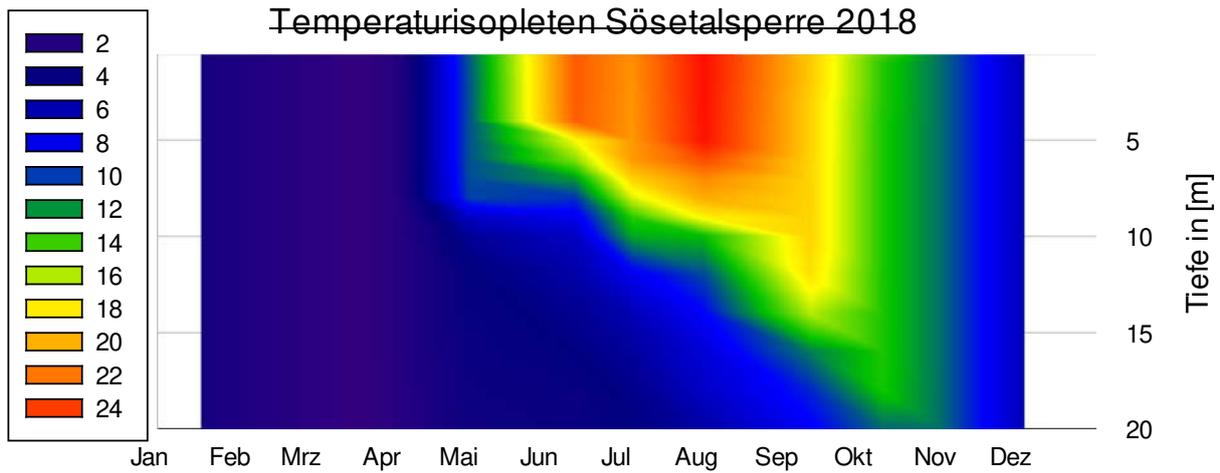
Temperaturschichtung  
Frühjahr - Frühsommer



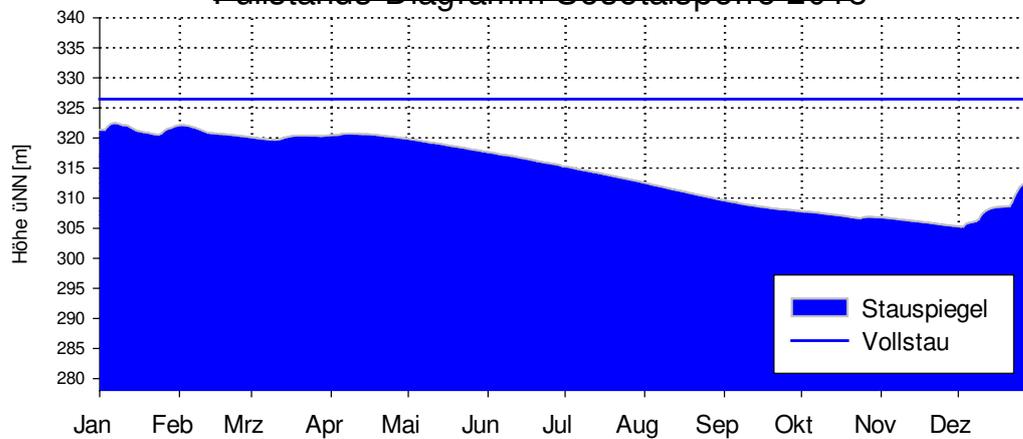
Temperaturschichtung  
Sommer - Herbst



Temperaturisoplethen Sösetalsperre 2018



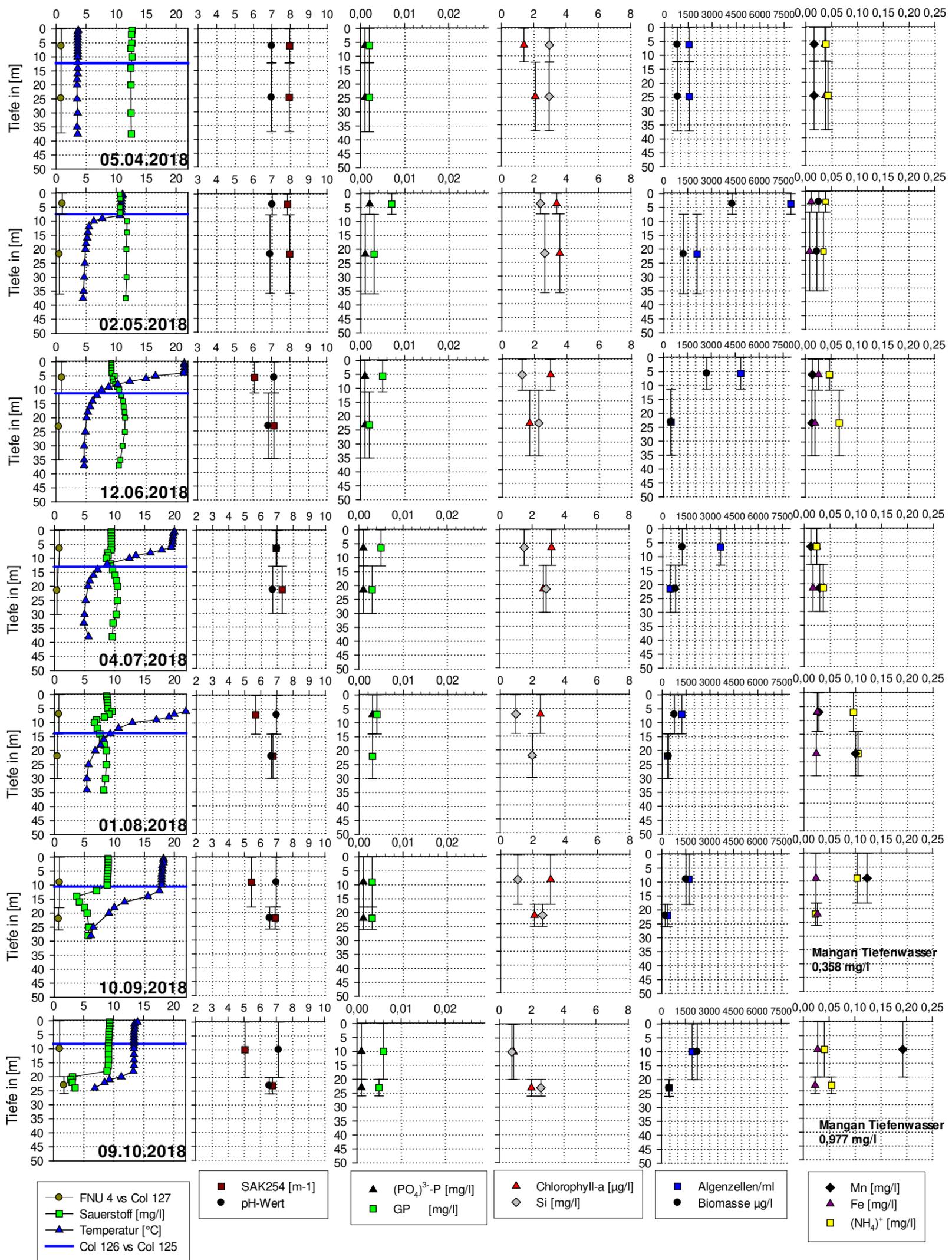
Füllstands-Diagramm Sösetalsperre 2018





Sösertalsperre Damm 2018														
Tiefe [m]	Temperatur in [°C]							Sauerstoff in [mg/l]						
	05.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2018	01.08.2018	10.09.2018	09.10.2018	05.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2018	01.08.2018	10.09.2018	09.10.2018
0,5	3,7	11,1	21,4	20	23,6	18,2	14,0	12,65	10,64	9,23	9,46	8,70	8,95	9,03
1	3,6	11,0	21,4	19,8	23,6	18,2	13,5			9,25	9,48	8,75	8,98	9,08
2	3,6	10,9	21,4	19,8	23,6	18,2	13,5	12,59	10,74	9,24	9,47	8,82	8,98	9,05
3	3,6	10,9	21,4	19,7	23,6	18,0	13,5			9,24	9,49	8,87	8,96	9,03
4	3,6	10,9	21,3	19,7	23,5	18,0	13,4			9,24	9,49	8,88	8,97	8,97
5	3,6	10,9	16,6	19,6	23,5	18,0	13,4	12,62	10,70	9,81	9,49	8,88	8,91	8,96
6	3,6	10,9	15,0	19,5	21,9	17,9	13,4			9,41	9,52	9,64	8,90	8,95
7	3,6	10,8	12,3	17,9	20,0	17,9	13,4	12,48	10,70	9,52	9,44	9,11	8,86	8,92
8	3,6	10,6	10,3	16	19,1	17,9	13,4			9,86	8,84	8,33	8,84	8,92
9	3,6	7,7	8,8	13,56	17,0	17,9	13,4			10,17	8,95	7,02	8,85	8,89
10	3,6	6,3	7,6	12,5	13,0	17,9	13,4	12,67	11,83	10,55	8,65	6,68	8,82	8,89
12	3,6	5,5	6,8	8,8	10,7	17,5	13,4			10,90	9,35	7,16	7,02	8,88
14	3,6	5,3	6,1	7,2	9,3	15,6	13,4	12,46	11,82	11,20	9,70	7,57	3,72	8,89
16	3,6	5,2	5,7	6,5	8,2	11,7	13,4			11,28	10,08	8,04	4,18	8,85
18	3,5	5,0	5,3	5,9	7,7	10,0	13,3			11,43	10,33	8,30	5,03	8,64
20	3,5	4,9	5,1	5,6	6,8	9,1	11,3	12,48	11,73	11,51	10,50	8,66	5,46	3,07
24							6,9							3,46
25	3,5	4,8	4,9	5,2	5,7					11,49	10,50	8,66	5,74	
28						6,5							5,63	
30	3,6	4,7	4,7	5	5,4	6,1		12,49	11,76	11,11	10,31	8,51		
33				4,9							9,77			
34					5,4							8,21		
35	3,5	4,6	4,7							10,74				
37,5	3,6	4,5	4,7					12,55	11,62	10,50				

# Söse-Talsperre 2018

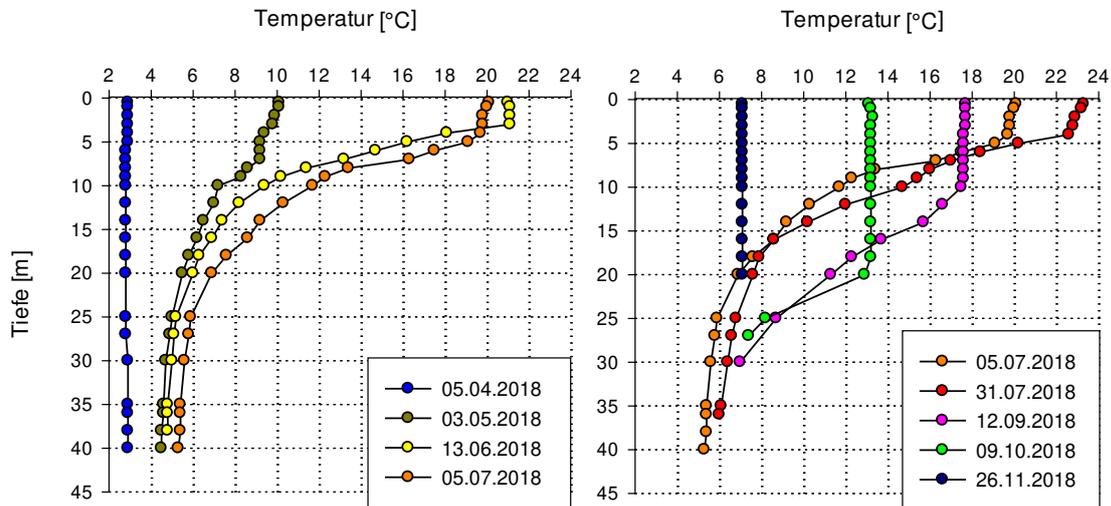


Ergebnisse WRRL-Beprobung Sösetalsperre – Grafische Darstellung ausgewählter Parameter

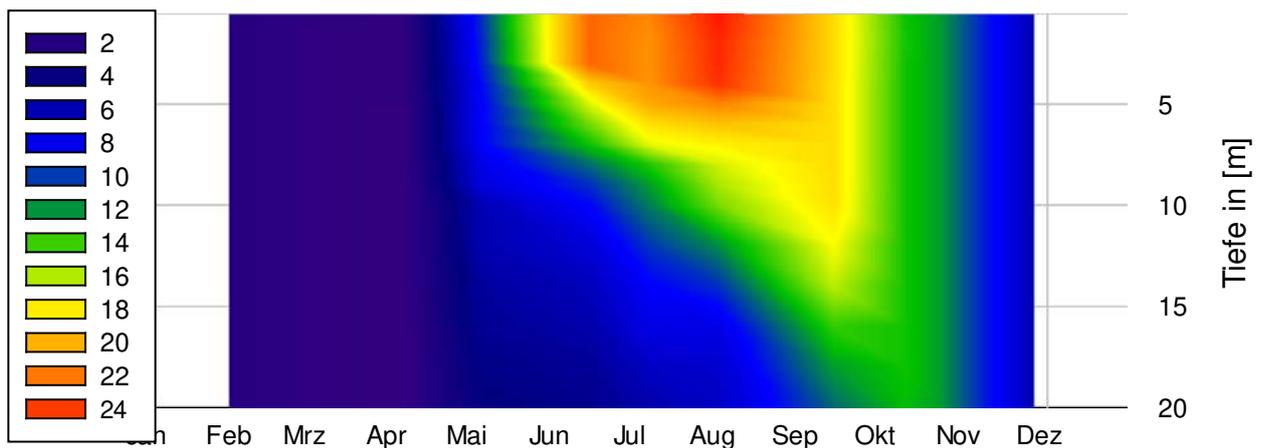
# Untersuchungsergebnisse Odertalsperre

Temperaturschichtung  
Frühjahr - Frühsommer

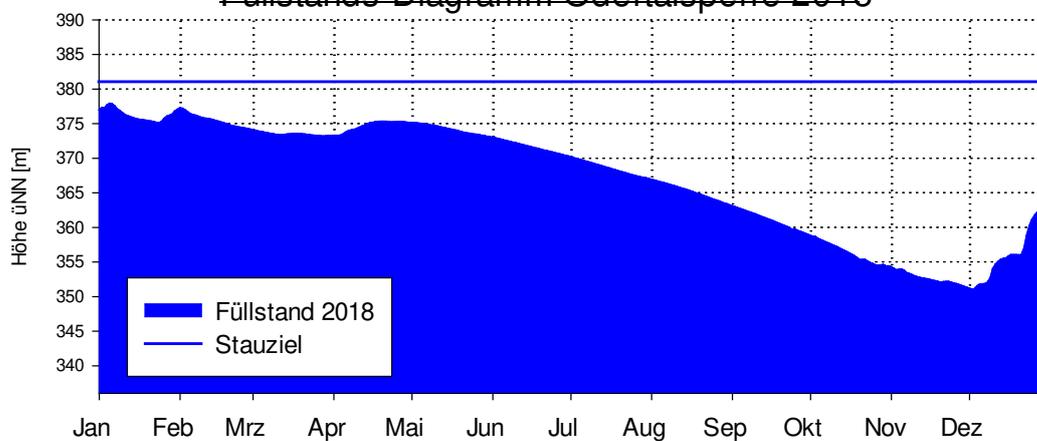
Temperaturschichtung  
Sommer - Herbst



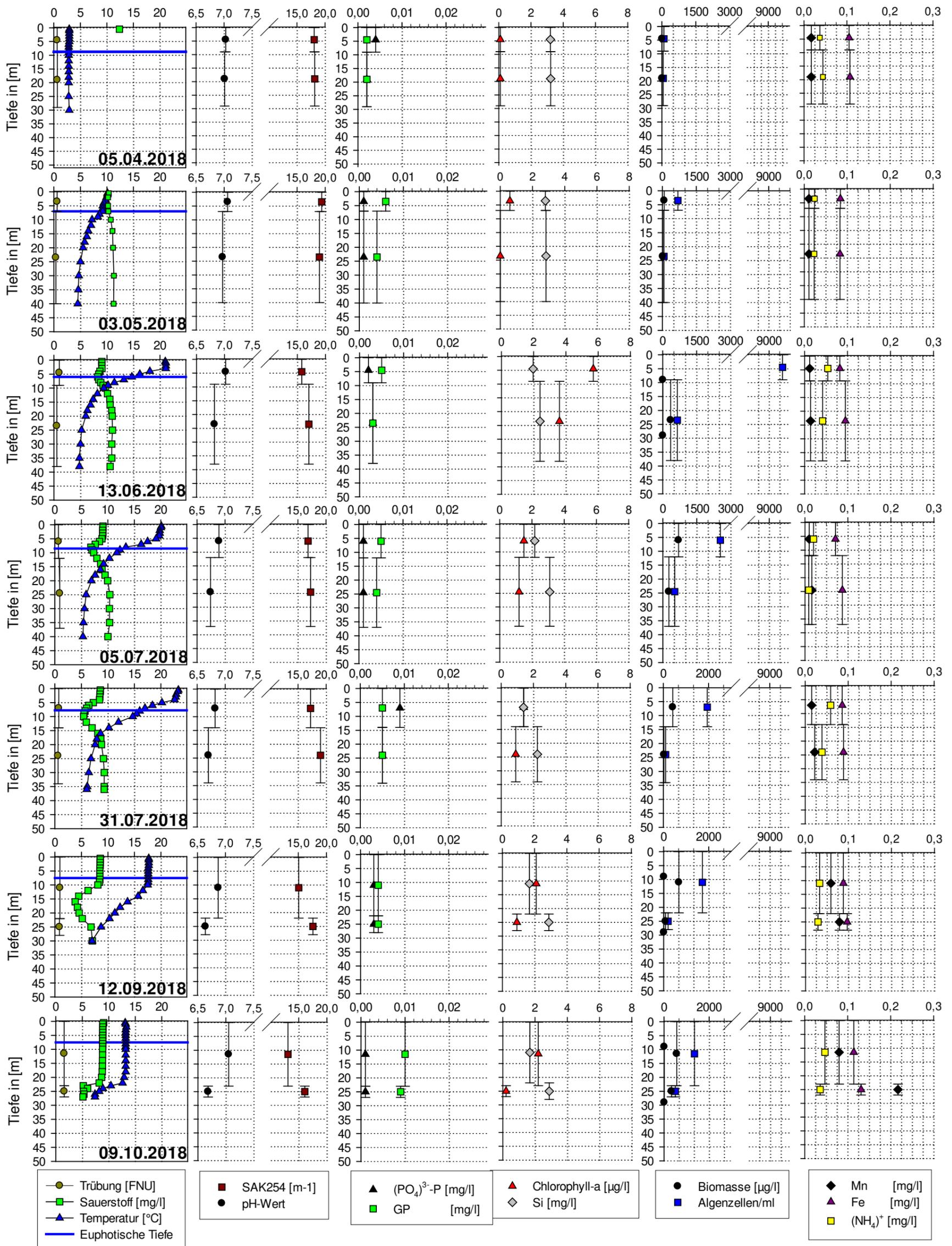
Temperaturisoplethen Odertalsperre 2018



Füllstands-Diagramm Odertalsperre 2018



# Oder-Talsperre 2018



Ergebnisse WRRL-Beprobung Odertalsperre – Grafische Darstellung ausgewählter Parameter

Trophiebewertung nach LAWA										
<b>Ort</b>	Odertalsperre 2018									
<b>Unterort</b>	Damm									
		05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	31.07.2019	12.09.2018	09.10.2018	Summe	Mittelwert
Chlorophyll a	Epilimnion	0,10	0,60	5,70	1,50	1,40	2,10	2,20	13,60	1,94
Trophie-Index		0,50	0,50	2,05	0,90	0,85	1,20	1,25	7,25	1,04
Sichttiefe	Epilimnion	3,50	2,80	2,40	3,40	3,10	3,00	3,00	21,20	3,03
Trophie-Index		2,35	2,55	2,75	2,35	2,45	2,50	2,50	17,45	2,91
GPSommer	Epilimnion	2,00	6,00	5,00	5,00	5,00	4,00	10,00	37,00	5,29
Trophie-Index		0,50	0,90	0,70	0,70	0,70	0,60	1,70	5,80	0,83
GPFrühjahr	Epilimnion	4,00							4,00	4,00
Trophie-Index		0,90							0,90	0,90
	Mittelwerte Trophieindizes	Wichtung	Produkt Trophieindex x Wichtung							
Chlorophyll a	1,04	10,00	10,36		Berechnung als tiefe, stabil temperaturgeschichtete Talsperre					
Sichttiefe		8,00	-		GP-Frühjahr aus Rohwasserwerten Januar - April					
GPSommer	0,83	7,00	5,80		<b>Sichttiefe durch dystrophen Charakter deutlich beeinträchtigt</b>					
GPFrühjahr	0,90	5,00	4,50		SAK <sub>254</sub> im Epilimnion zwischen 19,5 und 13 m <sup>-1</sup>					
Summe Wichtungen		30,00								
Trophieindizes			20,66							
Gesamtindex	0,69									
<b>Bewertung</b>	<b>dystroph</b>									
Berechnung ohne Sichttiefe wegen Beeinflussung Huminstoffe										

Odertalsperre Damm 2018														
Tiefe [m]	Temperatur in [°C]							Sauerstoff in [mg/l]						
	05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018	05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018
0,5	2,9	10,1	21,0	20,1	23,3	17,7	13,1	12,37	10,36	9,03	9,07	8,57	8,87	9,03
1	2,9	10,1	21,1	20	23,2	17,7	13,2			9,05	9,08	8,57	8,87	8,87
2	2,9	9,9	21,1	19,8	22,9	17,7	13,3	O2	10,22	9,05	9,03	8,50	8,85	8,88
3	2,9	9,8	21,1	19,8	22,8	17,7	13,2	S		9,06	9,04	8,48	8,85	8,86
4	2,9	9,4	18,1	19,7	22,6	17,6	13,2	O		8,66	9,03	8,43	8,81	8,87
5	2,9	9,2	16,2	19,1	20,2	17,6	13,2	N	10,22	8,46	8,90	7,24	8,81	8,86
6	2,8	9,2	14,7	17,5	18,4	17,6	13,2	D		8,26	8,42	6,40	8,80	8,85
7	2,8	9,2	13,2	16,3	17,0	17,6	13,2	E	10,27	8,45	7,63	5,99	8,80	8,84
8	2,8	8,6	11,4	13,4	16,0	17,6	13,2			8,83	6,80	5,70	8,80	8,85
9	2,8	8,3	10,2	12,3	15,4	17,6	13,2	D		9,25	7,02	5,50	8,71	8,84
10	2,8	7,2	9,4	11,7	14,7	17,5	13,2	E	10,72	9,71	7,33	5,44	8,40	8,83
12	2,8	7,0	8,2	10,3	12,0	16,6	13,2	F		10,10	7,94	5,92	6,48	8,83
14	2,8	6,5	7,4	9,2	10,2	15,7	13,2	E	11,05	10,55	8,65	7,02	4,65	8,81
16	2,8	6,2	6,9	8,6	8,6	13,7	13,2	K		10,60	8,92	8,10	3,96	8,80
18	2,8	5,8	6,3	7,6	7,9	12,3	13,2	T		10,91	9,47	8,66	4,40	8,77
20	2,8	5,5	6,0	6,9	7,6	11,3	12,9		11,15	10,98	9,98	8,80	4,74	8,65
25	2,8	5,0	5,2	5,9	6,8	8,7	8,2			11,04	10,39	9,15	7,05	5,23
27							7,4							5,13
30	2,9	4,7	5,0	5,6	6,4	7			11,31	10,90	10,30	9,32	7,33	
35		4,6	4,8	5,4	6,1					10,90	10,33	9,31		
36					6							9,31		
38			4,8							10,59				
40		4,5		5,3					11,27		10,02			

# Ergebnisse Mischproben Epilimnion/Hypolimnion 2018

## Eckertalsperre 2018

Analysenbericht: 2018-1205-173912

Parameter	Methode	AUFTF-20180403-07	AUFTF-20180502-07	AUFTF-20180611-07	AUFTF-20180704-07	Einheit
Ort		Eckertalsperre	Eckertalsperre	Eckertalsperre	Eckertalsperre	
Meßpunkt		Damm 01	Damm 01	Damm 01	Damm 01	
Probenahmebemerkung		Epilimnion 0 - 7,25 m	Epilimnion 0 - 5,2 m	Epilimnion 0 - 10,25 m	Epilimnion 0 - 9,75 m	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	SO	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		03.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	
Entnahmeuhrzeit		14:00	13:15	12:30	13:30	
Probeneingang		2018-04-04 16:00	2018-05-02 15:30	2018-06-11 16:00	2018-07-04 16:15	
Beginn der Untersuchung		04.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	
Entnahmetiefe		7.25	5.2	10.25	9.75	m
Talsperrenstand ü. NN		552.84	554.43	552.56	551.20	m
Sichttiefe		2.9	2.1	4.1	3.9	m
Chlorophyll a		0.2	0.8	1.4	0.4	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	3.9	10.5	14.5	17.5	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	1.05	0.76	0.56	0.42	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	36.84	33.61	29.59	30.57	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	33	32	34	31	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	3.70	3.60	3.80	3.50	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	11.8	15.8	20.5	22.4	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	5.71	5.75	5.78	5.57	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	11.5	10.0	9.1	8.6	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	8.3	6.9	6.6	6.8	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	0.6	0.5	0.6	0.8	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	84	90	91	88	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.2	0.3	0.3	0.2	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	73	68	76	74	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.7	2.7	2.3	2.5	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	6.6	6.3	6.3	6.4	mg/l

ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	0	1	3	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	6	7	5	7	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.6	2.6	2.2	2.4	mg/l
Nitrit	CFA	6	6	6	4	µg/l
Ammonium	CFA	55	43	52	40	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.8	2.8	2.7	3.0	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.6	0.6	0.6	0.7	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.8	0.7	0.8	0.8	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.9	1.8	1.6	2.0	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	328	312	268	285	µg/l
Silizium gelöst	CFA	4.15	3.64	3.09	3.95	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	63	56	49	52	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	314	248	165	176	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

### Analysenbericht: 2018-1206-121827

Parameter	Methode	AUFTF-20180731-07	AUFTF-20180910-07	AUFTF-20181009-07	Einheit
Ort		Eckertalsperre	Eckertalsperre	Eckertalsperre	
Meßpunkt		Damm 01	Damm 01	Damm 01	
Probenahmebemerkung		Epilimnion 0 - 12,25 m	Epilimnion 0 - 10 m	Epilimnion 0 - 15 m	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		31.07.2018	10.09.2018	10.10.2018	
Entnahmeuhrzeit		13:30	9:30	09:30	
Probeneingang		2018-08-01 16:00	2018-09-10 11:30	2018-10-10 14:15	
Beginn der Untersuchung		01.08.2018	10.09.2018	10.10.2018	
Entnahmetiefe		12.25	10	15	m
Talsperrenstand ü. NN		549.20	546.0	540.72	m
Sichttiefe		4.9	3.5	2.8	m
Chlorophyll a		1.2	2.7	0.7	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	13.3	16.6	12.4	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.46	0.84	1.54	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	24.69	20.35	22.64	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	33	37	33	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	3.70	4.10	3.70	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	23.6	20.7	24.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	5.73	6.07	6.07	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	7.7	7.7	8.3	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	5.9	5.4	5.6	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	0.8	1.0	0.9	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	88	109	101	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.2	0.3	0.3	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	121	96	102	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.7	2.6	2.8	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	7.1	7.2	7.4	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	3	1	6	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	8	6	10	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.5	2.1	2.3	mg/l
Nitrit	CFA	6	7	7	µg/l
Ammonium	CFA	88	44	127	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	3.0	3.1	3.0	mg/l

Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.6	0.7	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.8	0.7	0.9	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.8	2.3	1.8	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	236	179	180	µg/l
Silizium gelöst	CFA	2.98	3.86	3.96	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	55	72	111	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	160	242	392	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

**Analysenbericht: 2018-1219-085332**  
**Ersetzt Analysenbericht: 2018-1205-172832**

Parameter	Methode	AUFTF-20180403-08	AUFTF-20180502-08	AUFTF-20180611-08	AUFTF-20180704-08	Einheit
Ort		Eckertalsperre	Eckertalsperre	Eckertalsperre	Eckertalsperre	
Meßpunkt		Damm 02	Damm 02	Damm 02	Damm 02	
Probenahmebemerkung		Hypolimnion 7,25 - 40 m	Hypolimnion 5,2 - 42 m	Hypolimnion 10,25 - 40 m	Hypolimnion 9,75 - 39 m	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	SO	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		03.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	
Entnahmeuhrzeit		14:00	13:15	12:30	13:30	
Probeneingang		2018-04-04 16:00	2018-05-02 15:30	2018-06-11 16:00	2018-07-04 16:15	
Beginn der Untersuchung		04.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	
Entnahmetiefe		40	42	40	39	m
Talsperrenstand ü. NN		552.84	554.43	552.56	551.20	m
Sichttiefe		2.9	2.1	4.1	3.9	m
Chlorophyll a		0.4	0.3	0.3	0.3	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	3.8	6.3	8.0	7.9	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.89	0.66	0.66	0.53	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	37.07	35.57	34.57	33.34	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	32	30	32	30	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	3.60	3.40	3.60	3.40	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	12.5	14.7	17.6	20.1	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	5.60	<b>5.58</b>	5.57	5.55	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	11.4	10.8	10.2	9.6	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	8.7	7.8	7.6	7.2	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	0.5	0.6	0.4	0.8	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	80	88	88	89	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.2	0.2	0.2	0.2	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	72	68	77	72	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.7	2.6	2.5	2.6	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	6.6	6.2	6.4	6.4	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	2	0	2	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	7	5	4	5	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.6	2.4	2.3	2.3	mg/l
Nitrit	CFA	6	5	4	4	µg/l

Ammonium	CFA	57	54	82	50	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.7	2.7	2.6	3.0	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.6	0.6	0.6	0.7	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.7	0.8	0.8	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.7	1.8	1.8	1.9	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	325	322	327	292	µg/l
Silizium gelöst	CFA	4.15	3.72	3.14	3.93	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	63	61	61	59	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	315	284	296	259	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

## Analysenbericht: 2018-1206-122058

Parameter	Methode	AUFTF-20180731-08	AUFTF-20180910-08	AUFTF-20181009-08	Einheit
Ort		Eckertalsperre	Eckertalsperre	Eckertalsperre	
Meßpunkt		Damm 02	Damm 02	Damm 02	
Probenahmebemerkung		Hypolimnion 12.25 - 38 m	Hypolimnion 10 - 33 m	Hypolimnion 15 - 33 m	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		31.07.2018	10.09.2018	10.10.2018	
Entnahmeuhrzeit		13:30	9:30	09:45	
Probeneingang		2018-08-01 16:00	2018-09-10 11:30	2018-10-10 14:15	
Beginn der Untersuchung		01.08.2018	10.09.2018	10.10.2018	
Entnahmetiefe		38	33	33	m
Talsperrenstand ü. NN		549.20	546	540.72	m
Sichttiefe		4.9	3.5	2.8	m
Chlorophyll a		0.7	1.1	0.5	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	9.1	8.0	8.2	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.57	2.45	2.00	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	32.03	30.41	32.56	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	30	33	30	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	3.40	3.70	3.40	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	22.0	18.7	24.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	5.49	5.56	5.64	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	9.2	8.4	7.3	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	7.3	7.1	7.3	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	1.0	0.7	1.6	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	82	90	93	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.2	0.3	0.3	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	78	77	88	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.6	2.4	2.6	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	6.6	6.2	6.2	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	7	1	6	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	6	5	10	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	2.6	2.2	2.3	mg/l
Nitrit	CFA	5	4	5	µg/l

Ammonium	CFA	95	59	197	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.7	2.6	2.6	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.6	0.5	0.6	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.7	0.8	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.9	1.9	1.9	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	306	303	312	µg/l
Silizium gelöst	CFA	2.95	3.81	3.74	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	64	68	89	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	262	308	426	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

# Sösetalsperre 2018

## Analysenbericht: 2018-1206-110004

Parameter	Methode	AUFTF-20180403-11	AUFTF-20180502-11	AUFTF-20180611-11	AUFTF-20180704-11	Einheit
Ort		Sösetalsperre	Sösetalsperre	Sösetalsperre	Sösetalsperre	
Meßpunkt		Damm 01	Damm 01	Damm 01	Damm 01	
Probenahmebemerkung		Epilimnion 0 - 12,25 m	Epilimnion 0 - 7,5 m	Epilimnion 0 - 11,25 m	Epilimnion 0 - 13	
Probenahmearlaß		SO	SO	SO	SO	
Probenahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		05.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2018	
Entnahmeuhrzeit		12:00	9:30	9:00	9:20	
Probeneingang		2018-04-05 15:30	2018-05-02 15:30	2018-06-12 14:30	2018-07-04 16:15	
Beginn der Untersuchung		05.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2018	
Entnahmetiefe		12.25	7.5	11.25	13	m
Talsperrenstand ü. NN		320.52	319.80	316.89	314.94	m
Sichttiefe		4.9	3.0	4.5	5.2	m
Chlorophyll a		1.4	3.4	3.0	3.2	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	3.8	11.6	17.4	17.3	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.86	1.05	0.99	0.85	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	7.97	7.86	6.09	6.94	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	68	69	72	72	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	7.60	7.70	8.00	8.00	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	14.6	17.5	19.9	25.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	6.99	7.03	7.15	6.99	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	12.7	10.7	9.5	9.5	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	2.8	3.0	2.9	3.1	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	3.1	3.2	3.4	3.7	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	272	303	312	330	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.8	0.8	0.9	0.9	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	32	30	24	42	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	7.0	7.8	7.6	7.8	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	10.3	10.0	9.9	10.1	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	1	2	1	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	2	7	5	5	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.8	4.9	4.1	4.1	mg/l

Nitrit	CFA	7	9	12	14	µg/l
Ammonium	CFA	39	39	47	24	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	4.9	5.2	5.5	5.7	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.6	0.7	0.7	0.8	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.0	2.1	2.3	2.3	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	5.1	5.4	5.8	5.9	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	37	23	17	13	µg/l
Silizium gelöst	CFA	2.97	2.40	1.23	1.51	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	16	11	14	13	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	37	26	26	24	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

## Analysenbericht: 2018-1206-111406

Parameter	Methode	AUFTF-20180731-11	AUFTF-20180910-11	AUFTF-20181009-11	Einheit
Ort		Sösetalsperre	Sösetalsperre	Sösetalsperre	
Meßpunkt		Damm 01	Damm 01	Damm 01	
Probenahmebemerkung		Epilimnion 0 - 14 m	Epilimnion 0 - 18 m	Epilimnion 0 - 20 m	
Probenahmeanlaß		SO	SO	EP	
Probenahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		01.08.2018	10.09.2018	09.10.2018	
Entnahmeuhrzeit		9:30	10:45	13:45	
Probeneingang		2018-08-01 13:00	2018-09-11 16:00	2018-10-09 16:15	
Beginn der Untersuchung		01.08.2018	11.09.2018	09.10.2018	
Entnahmetiefe		14	18	20	m
Talsperrenstand ü. NN		312.58	308.83	307.49	m
Sichttiefe		5.5	4.2	3.3	m
Chlorophyll a		2.5	3.1	0.9	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	19.8	16.9	13.8	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.74	0.87	1.02	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	5.68	5.44	5.06	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	74	78	78	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	8.30	8.70	8.70	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	25.5	21.5	24.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	6.97	6.98	7.14	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	8.1	7.4	8.7	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	2.9	2.8	2.9	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.2	4.6	4.5	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	344	375	395	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	1.0	1.1	1.1	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	18	48	61	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	8.0	8.1	8.4	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	10.4	10.3	9.9	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	3	1	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	4	3	6	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	3.8	3.3	3.1	mg/l
Nitrit	CFA	16	50	17	µg/l
Ammonium	CFA	96	104	41	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	5.5	5.6	5.7	mg/l

Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.7	0.7	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.3	2.4	2.5	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	5.9	6.1	6.3	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	16	13	13	µg/l
Silizium gelöst	CFA	0.98	1.06	0.79	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	29	123	193	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	26	24	28	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

## Analysenbericht: 2018-1206-114300

Parameter	Methode	AUFTF-20180403-12	AUFTF-20180502-12	AUFTF-20180611-12	AUFTF-20180704-12	Einheit
Ort		Sösetalsperre	Sösetalsperre	Sösetalsperre	Sösetalsperre	
Meßpunkt		Damm 02	Damm 02	Damm 02	Damm 02	
Probenahmebemerkung		Hypolimnion 12,25 - 37 m	Hypolimnion 7,5 - 36 m	Hypolimnion 11,25 - 35 m	Hypolimnion 13 - 30	
Probennahmeanlaß		SO	SO	SO	SO	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		05.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2018	
Entnahmeuhrzeit		12:00	9:30	9:00	9:20	
Probeneingang		2018-04-05 15:30	2018-05-02 15:30	2018-06-12 14:30	2017-07-04 16:15	
Beginn der Untersuchung		05.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2017	
Entnahmetiefe		37	36	35	30	m
Talsperrenstand ü. NN		320.52	319.80	316.89	314.94	m
Sichttiefe		4.9	3.0	4.5	5.2	m
Chlorophyll a		2.1	3.6	1.7	2.7	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	3.8	6.9	7.1	7.4	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.83	0.55	0.47	0.43	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	7.95	7.98	7.14	7.32	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	68	68	68	69	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	7.60	7.60	7.60	7.70	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	15.3	17.6	18.0	24.1	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	6.98	6.91	6.83	6.73	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	12.6	11.9	11.1	10.3	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	2.8	2.8	3.0	2.7	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	3.1	3.2	3.2	3.5	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	269	298	293	292	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.8	0.8	0.8	0.8	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	32	36	41	37	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	6.9	7.4	7.3	7.3	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	10.3	9.7	9.9	10.1	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	1	1	1	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	2	3	2	3	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.8	5.0	4.9	4.8	mg/l
Nitrit	CFA	7	7	10	42	µg/l

Ammonium	CFA	43	35	66	37	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	4.9	5.1	5.1	5.3	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.6	0.6	0.6	0.8	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.1	2.2	2.0	2.2	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	5.1	5.5	4.9	5.5	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	41	23	20	15	µg/l
Silizium gelöst	CFA	2.96	2.67	2.27	2.87	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	16	8	13	30	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	38	22	19	17	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

### Analysenbericht: 2019-0801-123620

Parameter	Methode	AUFTF-20180731-12	AUFTF-20180910-12	AUFTF-20181009-12	Einheit
Ort		Sösetalsperre	Sösetalsperre	Sösetalsperre	
Meßpunkt		Damm 02	Damm 02	Damm 02	
Probenahmebemerkung		Hypolimnion 14 - 30 m	Hypolimnion 18 - 26	Hypolimnion 20 - 23	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		01.08.2018	10.09.2018	09.10.2018	
Entnahmeuhrzeit		9:30	10:45	14:00	
Probeneingang		2018-08-01 13:00	2018-09-11 16:00	2018-10-09 16:15	
Beginn der Untersuchung		01.08.2018	11.09.2018	09.10.2018	
Ende der Untersuchung		29.07.2019	25.07.2019	25.07.2019	
Entnahmetiefe		30	26	23	m
Talsperrenstand ü. NN		312.58	308.83	307.49	m
Sichttiefe		5.5	4.2	3.3	m
Chlorophyll a		2.0	2.1	2.0	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	9.5	9.4	9.7	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.49	0.70	1.73	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	6.75	6.91	6.76	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	71	73	76	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	7.90	8.10	8.50	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	25.8	21.1	24.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	6.65	6.57	6.56	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	8.5	5.7	3.4	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	2.6	3.0	2.8	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.1	4.7	5.3	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	301	322	373	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.8	0.9	1.0	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	38	40	60	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	7.4	7.4	7.7	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	10.4	10.3	10.4	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	n.b.	< 5	< 5	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	< 5	< 5	5	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.7	4.5	4.4	mg/l
Nitrit	CFA	66	2	10	µg/l
Ammonium	CFA	105	< 30	55	µg/l

Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	5.0	5.1	5.2	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.6	0.7	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	2.2	2.2	2.4	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	5.6	6.0	6.1	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	15	14	12	µg/l
Silizium gelöst	CFA	1.99	2.60	2.59	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	100	358	977	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	24	27	23	µg/l
Zellen		340	368	483	1/ml

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

# Odertalsperren 2018

## Analysenbericht: 2018-1205-181832

Parameter	Methode	AUFTF-20180403-09	AUFTF-20180502-09	AUFTF-20180611-09	AUFTF-20180704-09	Einheit
Ort		Odertalsperre	Odertalsperre	Odertalsperre	Odertalsperre	
Meßpunkt		Damm 01	Damm 01	Damm 01	Damm 01	
Probenahmebemerkung		Epilimnion 0 - 9 m	Epilimnion 0 - 7 m	Epilimnion 0 - 9 m	Epilimnion 0 - 12 m	
Probennahmeanlaß		SO	SO	SO	SO	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	
Entnahmeuhrzeit		9:00	9:30	9:30	9:00	
Probeneingang		2018-04-05 15:30	2018-05-03 13:30	2018-06-13 13:30	2018-07-05 13:00	
Beginn der Untersuchung		05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	
Entnahmetiefe		9	7	9	12	m
Talsperrenstand ü. NN		373.34	375.16	372.14	369.79	m
Sichttiefe		3.5	2.8	2.4	3.4	m
Chlorophyll a		0.1	0.6	5.7	1.5	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	3.2	10.2	16.8	16.8	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.62	0.59	1.01	0.68	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	18.06	19.36	15.77	16.80	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	100	82	85	85	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	11.20	9.20	9.50	9.50	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	14.8	19.2	20.0	24.1	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	7.03	7.06	7.02	6.89	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	12.1	10.4	9.0	8.1	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.5	4.4	5.0	4.3	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	3.8	3.4	3.5	3.8	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	325	318	319	322	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.9	0.9	0.9	0.9	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	37	47	59	34	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	12.9	12.8	13.1	13.4	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	8.8	7.7	8.0	8.2	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	4	1	2	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	2	6	5	5	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.6	4.7	4.5	4.2	mg/l

Nitrit	CFA	9	10	17	21	µg/l
Ammonium	CFA	37	24	54	20	µg/l
Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	8.2	8.1	8.3	8.8	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.8	0.8	0.9	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.5	1.4	1.4	1.5	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	6.6	6.6	6.8	6.8	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	99	87	77	62	µg/l
Silizium gelöst	CFA	3.20	2.80	1.97	2.17	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	17	11	12	10	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	105	84	82	71	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

## Analysenbericht: 2018-1205-182124

Parameter	Methode	AUFTF-20180731-09	AUFTF-20180910-09	AUFTF-20181009-09	Einheit
Ort		Odertalsperre	Odertalsperre	Odertalsperre	
Meßpunkt		Damm 01	Damm 01	Damm 01	
Probenahmebemerkung		Epilimnion 0 - 14 m	Epilimnion 0 - 22 m	Epilimnion 0 - 22,9 m	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018	
Entnahmeuhrzeit		9:30	9:30	10:00	
Probeneingang		2018-07-31 13:00	2018-09-12 15:00	2018-10-09 14:15	
Beginn der Untersuchung		31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018	
Entnahmetiefe		14	22	22.9	m
Talsperrenstand ü. NN		367.05	361.56	357.51	m
Sichttiefe		3.1	3.0	3.0	m
Chlorophyll a		1.4	2.1	2.2	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	20.1	16	13.1	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.73	0.94	1.57	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	17.21	15.06	13.08	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	89	99	89	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	9.90	11.10	9.90	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	27.7	23.0	24.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	6.82	6.87	7.05	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	6.9	6.5	8.6	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.3	7.7	4.1	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.2	3.7	4.2	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	340	361	368	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	1.0	1.0	1.0	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	89	39	72	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	13.4	13.5	13.9	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	8.4	8.4	8.4	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	9	3	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	5	4	10	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.0	3.7	3.6	mg/l
Nitrit	CFA	16	14	34	µg/l
Ammonium	CFA	59	33	47	µg/l

Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	8.6	8.5	8.5	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.8	0.8	0.8	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.6	1.5	1.6	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	7.9	6.7	7.0	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	56	47	67	µg/l
Silizium gelöst	CFA	1.38	1.68	1.32	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	15	59	80	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	86	88	114	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

## Analysenbericht: 2018-1205-184925

Parameter	Methode	AUFTF-20180403-10	AUFTF-20180502-10	AUFTF-20180611-10	AUFTF-20180704-10	Einheit
Ort		Odertalsperre	Odertalsperre	Odertalsperre	Odertalsperre	
Meßpunkt		Damm 02	Damm 02	Damm 02	Damm 02	
Probenahmebemerkung		Hypolimnion 9 - 29	Hypolimnion 7 - 40 m	Hypolimnion 9 - 38 m	Hypolimnion 12 - 37	
Probennahmeanlaß		SO	SO	SO	SO	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	
Entnahmeuhrzeit		9:00	9:30	9:30	9:00	
Probeneingang		2018-04-05 15:30	2018-05-03 13:30	2018-06-13 13:30	2018-07-05 13:00	
Beginn der Untersuchung		05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	
Entnahmetiefe		29	40	38	37	m
Talsperrenstand ü. NN		373.34	375.16	372.14	369.79	m
Sichttiefe		3.5	2.8	2.4	3.4	m
Chlorophyll a		0.1	nn	3.6	1.2	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	3.2	6.5	7.2	8.2	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.64	0.37	0.53	0.93	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	18.15	18.96	17.03	17.25	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	89	84	84	84	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	9.90	9.40	9.40	9.40	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	14.4	18.5	18.7	22.9	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	7.01	6.97	6.82	6.74	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	12.2	11.4	10.6	9.8	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.3	4.4	4.2	4.2	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	3.8	3.5	3.6	4.0	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	326	321	323	319	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.9	0.9	0.9	0.9	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	54	45	62	32	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	13.0	12.7	13.2	13.2	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	8.9	7.7	8.2	8.1	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	2	1	3	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	2	4	3	4	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.7	4.7	4.8	4.7	mg/l
Nitrit	CFA	9	12	12	6	µg/l
Ammonium	CFA	44	23	42	9	µg/l

Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	8.2	8.1	8.4	8.7	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.7	0.7	0.9	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.5	1.5	1.4	1.6	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	6.9	6.8	7.0	7.0	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	103	88	91	83	µg/l
Silizium gelöst	CFA	3.22	2.84	2.39	3.10	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	17	11	14	16	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	107	83	95	87	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt

## Analysenbericht: 2018-1205-185253

Parameter	Methode	AUFTF-20180731-10	AUFTF-20180910-10	AUFTF-20181009-10	Einheit
Ort		Odertalsperre	Odertalsperre	Odertalsperre	
Meßpunkt		Damm 02	Damm 02	Damm 02	
Probenahmebemerkung		Hypolimnion 14 - 34 m	Hypolimnion 22 - 28 m	Hypolimnion 23 - 26,9	
Probennahmeanlaß		SO	SO	EP	
Probennahmeverfahren		Sonstige	Sonstige	Sonstige	
Entnahmedatum		31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018	
Entnahmeuhrzeit		9:30	9:30	10:30	
Probeneingang		2018-07-31 13:00	2018-09-12 15:00	2018-10-09 14:15	
Beginn der Untersuchung		31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018	
Entnahmetiefe		34	28	26.9	m
Talsperrenstand ü. NN		367.05	361.56	357.51	m
Sichttiefe		3.1	3	3.0	m
Chlorophyll a		0.9	0.9	0.2	µg/l
Entnahmetemperatur	DIN 38404-4 (C 4) 1976-12	10.5	9.7	9.8	°C
Trübung	DIN EN ISO 7027 (C 2) 2000-04	0.60	0.86	1.59	FNU
SAK 254 nm	DIN 38404-3 (C 3) 2005-07	18.98	17.58	16.07	1/m
el.Leitfähigkeit bei 20 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	88	85	86	µS/cm
el.Leitfähigkeit bei 25 °C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11	9.80	9.50	9.60	mS/m
Temperatur bei pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	27.9	22.5	24.2	°C
pH-Wert	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	6.70	6.64	6.68	
Ort der pH-Messung	DIN 38404-5 (C 5) 2009-07	Labor	Labor	Labor	
Sauerstoff	DIN EN 25813 (G 21) 1993-01	8.7	6.6	5.7	mg/l
org. gebundener Kohlenstoff (TOC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.3	8.1	4.2	mg/l
anorganischer Kohlenstoff (TIC)	DIN EN 1484 (H 3) 1997-05	4.2	3.9	4.7	mg/l
Säurekapazität bis pH-Wert = 4.3	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	321	341	357	mmol/m³
Karbonathärte	DIN 38409-7 (H 7) 2005-12	0.9	1.0	1.0	°dH
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	54	34	61	µg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	13.1	13.2	13.6	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	8.1	8.1	8.1	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor	CFA	5	3	1	µg/l
Phosphor gesamt	DIN EN ISO 15681-2 (D 46) 2005-05	5	4	9	µg/l
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07	4.7	4.4	4.2	mg/l
Nitrit	CFA	6	6	11	µg/l
Ammonium	CFA	39	29	36	µg/l

Natrium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	8.3	8.1	8.2	mg/l
Kalium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	0.7	0.8	0.8	mg/l
Magnesium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	1.5	1.5	1.6	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 14911 (E 34) 1999-12	6.9	6.9	7.2	mg/l
Aluminium	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	83	73	81	µg/l
Silizium gelöst	CFA	2.24	2.88	2.77	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	22	79	217	µg/l
Eisen	DIN EN ISO 17294-2 (E29) 2005-02	89	97	131	µg/l

oA: Prüfung erfolgte nicht im Akkreditierungsumfang

nn: nicht nachweisbar

<: kleiner Nachweisgrenze

n.b.: nicht bestimmt



**Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons  
in drei Talsperren im Westharz (Niedersachsen)  
zur Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie**

- Untersuchungsjahr 2018 -

im Auftrag des  
Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft,  
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)

Autoren:

Annette Tworeck, Ursula Riedmüller und Eberhard Hoehn

Freiburg im Juli 2019

## **Limnologie-Büro Hoehn**

unabhängiges Büro für Gewässergutachten

Glümerstr.2a • D-79102 Freiburg

Tel.: 0761/706485 • Fax: 0761/706496

e-mail: [lbh@gmx.de](mailto:lbh@gmx.de)

Internet: [www.gewaesserfragen.de](http://www.gewaesserfragen.de)

### **Bearbeitung:**

Mikroskopische Bearbeitung:

Dipl. Biol. Birgit Eckert  
Dipl. Biol. Lydia Oschwald  
Dipl. Geogr. Erika Sewing  
Dipl. Geoök. Sybille Kunze  
Dipl. Biol. Eberhard Hoehn

Auswertung und Texte:

Dipl. Biol. Annette Tworeck  
Dipl. Biol. Ursula Riedmüller  
Dipl. Biol. Eberhard Hoehn

Projektleitung:

Dipl. Biol. Eberhard Hoehn

## Inhaltsverzeichnis

<b>1 Einführung, Gewässerbeschreibung und Typologie .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Labor- und Auswertungsmethoden sowie Bewertungsgrundlagen .....</b>	<b>3</b>
2.1 Mikroskopische Bearbeitung am UTERMÖHL-Mikroskop und Auswertung .....	3
2.2 Biomasseberechnung .....	3
2.3 Diatomeenanalyse .....	4
2.3.1 ....Aufbereitung und Auswertung der pelagischen Diatomeenproben.....	4
2.3.2 ....Mikroskopische Auswertung: .....	4
2.4 Bearbeitung der Zooplanktonproben .....	5
2.5 Abschätzung des Fischfraßdruckes nach GROBE (2008).....	5
2.6 Grundlagen der Trophieklassifizierung und Bewertung mit Phyto- und Zooplankton ..	7
<b>3 Ergebnisse der Phytoplanktonuntersuchungen – Jahresgang und Befunde.....</b>	<b>10</b>
3.1 Eckertalsperre.....	10
3.2 Odertalsperre .....	11
3.3 Sösetalsperre.....	13
<b>4 Ergebnisse der Zooplanktonuntersuchungen.....</b>	<b>15</b>
4.1 Eckertalsperre.....	15
4.1.1 ....Taxonomische Zusammensetzung und Jahresgang.....	15
4.1.2 ....Größenstruktur, Biofiltration und Fischfraßdruck .....	15
4.1.3 ....Trophieklassifizierung anhand des Zooplanktons nach KARABIN .....	17
4.2 Odertalsperre .....	18
4.2.1 ....Taxonomische Zusammensetzung und Jahresgang.....	18
4.2.2 ....Größenstruktur, Biofiltration und Fischfraßdruck .....	18
4.2.3 ....Trophieklassifizierung anhand des Zooplanktons nach KARABIN .....	20
4.3 Sösetalsperre.....	21
4.3.1 ....Taxonomische Zusammensetzung und Jahresgang.....	21
4.3.2 ....Größenstruktur, Biofiltration und Fischfraßdruck .....	21
4.3.3 ....Trophieklassifizierung anhand des Zooplanktons nach Karabin .....	23
<b>5 Ermittlung des Trophiestatus und Bewertung anhand des Phytoplanktons .....</b>	<b>24</b>
5.1 Trophieklassifizierung mit dem Trophieindex nach LAWA und anhand der Phytoplanktonbiomassen .....	24
5.2 Bewertung anhand des Phytoplanktons mit dem Phyto-See-Index.....	25
5.3 Bewertung auf Basis der Hintergrund- und Orientierungswerte.....	26

<b>6 Anwendung der PhytoLoss-Indices auf die Zoo- und Phytoplankton-Befunde .....</b>	<b>27</b>
6.1 Einführung, Methoden und Grundlagen der Auswertung .....	27
6.2 Ergebnisse der PhytoLoss-Auswertung.....	29
6.3 Fazit aus der Anwendung der PhytoLoss-Indices, Rückschlüsse auf den Fischbestand und die Phytoplanktonbewertung .....	34
<b>7 Zusammenfassung.....</b>	<b>37</b>
<b>8 Literatur .....</b>	<b>40</b>
<b>9 Anhang .....</b>	<b>43</b>
9.1 Zooplankton-Steckbriefe aus PhytoLoss .....	43
9.2 Radardiagramme aus PhytoLoss.....	46

## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 1:</b> Gewässerstammdaten und Phytoplankton-Seetyp.....	1
<b>Tabelle 2:</b> Probenahmetermine und Tiefenbereiche der Beprobung (Phyto- und Zooplankton und wasserchemische Analytik).....	1
<b>Tabelle 3:</b> Zellformen und zugehörige Volumenberechnungsformeln zur Bestimmung des Phytoplanktonbiovolumens nach ATT (s. HOEHN <i>et al.</i> 1998).....	3
<b>Tabelle 4:</b> Wertebereiche des "Sommermittelwertes" (Mai-Oktober) des CSI nach GROBE (2008) 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).....	6
<b>Tabelle 5:</b> Index-Wertebereiche, trophische Zuordnung und Abkürzungen nach LAWA (2014).....	7
<b>Tabelle 6:</b> Trophieklassifikation anhand der Zooplanktonbiozönose (Crustaceen und Rotatorien) nach KARABIN (1985).....	7
<b>Tabelle 7:</b> Indikatorgruppen nach KARABIN (1985).....	8
<b>Tabelle 8:</b> Im Bericht behandelte Mittelgebirgs-Seetyp nach LAWA (MATHES <i>et al.</i> 2002) sowie Phytoplankton-Seetyp (vgl. Tabelle 1) gemäß RIEDMÜLLER <i>et al.</i> (2013c) und VTQ-Kriterium (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011) sowie die "sehr gut/gut-Grenze" und der trophische Referenzwert (Ankerpunkt der Bewertung) ausgedrückt als Indexzahl gemäß Trophie-Index nach LAWA (2014).....	8
<b>Tabelle 9:</b> Indexwerte von PSI und Einzelmetrics, Zustandsklassen für die ökologische Qualität (ÖQ) sowie Farbsignatur.....	9
<b>Tabelle 10:</b> Ergebnisse der Trophie-Einstufung nach KARABIN (1985) (Trophieklassen-Zuordnung s. Kap. 2.6). .....	17
<b>Tabelle 11:</b> Ergebnisse der Trophie-Einstufung nach KARABIN (1985) (Trophieklassen-Zuordnung s. Kap. 2.6). .....	20
<b>Tabelle 12:</b> Ergebnisse der Trophie-Einstufung nach KARABIN (1985) (Trophieklassen-Zuordnung s. Kap. 2.6). .....	23
<b>Tabelle 13:</b> Trophieklassifikation mit dem Trophieindex nach LAWA und allen Teilindices sowie mit dem Phytoplanktonbiovolumen-Index (PP-BV-Index) (LAWA 2014) und dem PTSI für die drei Talsperren im Jahr 2018. Seegruppe: geschichtete Talsperren, <i>geschTS</i> . Trophieklassen nach Tabelle 5. ....	24
<b>Tabelle 14:</b> Bewertung des ökologischen Potenzials der drei Talsperren als Phytoplankton-Seetyp 9 im Jahr 2018 anhand von Phytoplanktonbefunden und Trophiekenngößen mit dem EG-WRRRL-konformen PSI-Verfahren in der Version 7.0 (MISCHKE <i>et al.</i> 2017a). ....	25
<b>Tabelle 15:</b> Übergangsbereiche (Saisonmittelwerte) des "guten" ökologischen Zustands zur "sehr guten" und zur "mäßigen" Zustandsklasse für die Parameter Gesamtphosphor und Secchi-Sichttiefe bezogen auf den hier behandelten Phytoplankton-Seetyp 9. Auszug aus RIEDMÜLLER <i>et al.</i> (2013b). ....	26
<b>Tabelle 16:</b> Unterstützende Bewertung der drei Talsperren anhand der Hintergrund- und Orientierungswerte (ACP) für die trophischen Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe (Secchi) (RIEDMÜLLER <i>et al.</i> 2013b) auf Basis des Jahrgangs 2018. GesP = Gesamtphosphor. ....	26
<b>Tabelle 17:</b> Klassifizierungsschema der Grazing-Indices (MGI) mit Hilfe von Grazing-Effektstärke-Klassen (GES) zur Beschreibung des Zooplanktonfraßdrucks auf das fressbare Phytoplankton nach DENEKE <i>et al.</i> (2018). ....	28
<b>Tabelle 18:</b> Klassifizierung zur Einschätzung des Fischfraßdrucks auf die Cladocerenbiomasse nach DENEKE <i>et al.</i> (2018). GES = Grazing-Effektstärke-Klassen, MCM = mittlere Cladoceren-Masse. TM = Trockenmasse, FPI = Fischprädatationsindex. ....	28

- Tabelle 19:** Kenngrößen des PhytoLoss-Moduls für die Probenahmeterminen in der Ecker-, Oder- und Sösetalsperre im Jahr 2018. Datenbasis Zoo- und Phytoplanktonbefunde je Probe. herb. = herbivor, Raubcladoceren [%] = Anteil an der gesamten Cladocerenbiomasse.....30
- Tabelle 20:** Trophiestatus mit Biomasse-Index (BM-Ind), Grazing-Effektstärke (GES) des Zooplanktons (ZP) auf das Phytoplankton (PP), Vorkommen von Klarwasserstadien und dominanten Taxa sowie Einschätzung des Fraßdrucks auf das ZP durch Fische auf Basis der MCM.....31
- Tabelle 21:** Trophiestatus mit Biomasse-Index (BM-Ind), Grazing-Effektstärke (GES) des Zooplanktons (ZP) auf das Phytoplankton (PP), Vorkommen von Klarwasserstadien und dominanten Taxa sowie Einschätzung des Fraßdrucks auf das ZP durch Fische auf Basis der MCM bzw. des CSI aus Kap. 4.2.2. ...32
- Tabelle 22:** Trophiestatus mit Biomasse-Index (BM-Ind), Grazing-Effektstärke (GES) des Zooplanktons (ZP) auf das Phytoplankton (PP), Vorkommen von Klarwasserstadien und dominanten Taxa sowie Einschätzung des Fraßdrucks auf das ZP durch Fische auf Basis der MCM bzw. des CSI aus Kap. 4.3.2. ...33
- Tabelle 23:** Überblick der Ergebnisse der Trophieklassifikation auf Basis verschiedener Methoden und der Bewertung gemäß EG-WRRL für die drei Talsperren im Untersuchungsjahr 2018.....38

## 1 Einführung, Gewässerbeschreibung und Typologie

Im Rahmen des Gewässermonitorings für die EG-WRRL (EG 2000) wurde in den Harztalsperren Söse-, Ecker- und Odertalsperre Phyto- und Zooplankton erhoben. Die Gewässerstammdaten und Typisierung finden sich in Tabelle 1.

**Tabelle 1:** Gewässerstammdaten und Phytoplankton-Seetyp.

Gewässername	Ca-Typ/ Schichtung	Öko region Gewässerart	vorwiegende Nutzung	See fläche (ha)	Höhen- lage (m ü.NN)	Fertig- stellung/ Flutung	mittl./ max. Tiefe (m)	VQ (m <sup>-1</sup> ) VTQ (m <sup>-2</sup> )	SAK 254nm (Mittel- wert 2018)	PP- Seetyp
<b>Ecker talsperre</b>	Ca-arm/ geschichte.	MG Talsperre	Trinkwasserver- sorgung, Hoch- wasserschutz	68	558	1942	19,5 57	1,4 0,07	28,3 m <sup>-1</sup>	<b>9</b>
<b>Oder talsperre</b>	Ca-arm/ geschichte.	MG Talsperre	Hochwasser- schutz, Niedrigwasserauf- höhung	136	381	1934	23,4 56	1,6 0,07	16,5 m <sup>-1</sup>	<b>9</b>
<b>Söse- talsperre</b>	Ca-arm/ geschichte.	MG Talsperre	Trinkwasserver- sorgung, Hoch- wasserschutz	124	327	1931	20,6 52	1,9 0,09	6,4 m <sup>-1</sup>	<b>9</b>

MG = Mittelgebirge, VQ = Volumenquotient (Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>/Seevolumen in Mio m<sup>3</sup>), VTQ = Volumen-Tiefen-Quotient (VQ/mittlere Tiefe in m), s. auch Tabelle 8.

Die Probenahmen wurden von den Harzwasserwerken nach den Vorgaben für die Trophieklassifikation (LAWA 2014) und die WRRL-Bewertung von Seen mit Phytoplankton (Nixdorf *et al.* 2008) und in Absprache mit dem NLWKN durchgeführt. Die begleitenden wasserchemischen Analysen erfolgten im Zentrallabor der Harzwasserwerke (SCHNITZLER & MEHLING 2019). LBH führte im Auftrag des NLWKN die taxonomische Auswertung der Proben sowie die Beschreibung, Trophie-Einstufung und Bewertung der drei Talsperren durch.

**Tabelle 2:** Probenahmeterminen und Tiefenbereiche der Beprobung (Phyto- und Zooplankton und wasserchemische Analytik).

Talsperre	Eckertalsperre						
Datum	03.04.2018	02.05.2018	11.06.2018	04.07.2018	01.08.2018	10.09.2018	10.10.2018
Epilimnion	X	X	X	X	X	X	X
Hypolimnion	X	X	X	X	X	X	X
Talsperre	Odertalsperre						
Datum	05.04.2018	03.05.2018	13.06.2018	05.07.2018	31.07.2018	12.09.2018	09.10.2018
Epilimnion	X	X	X	X	X	X	X
Hypolimnion	X	X	X	X	X	X	X
Talsperre	Sösetalsperre						
Datum	04.04.2018	02.05.2018	12.06.2018	04.07.2018	01.08.2018	12.09.2018	09.10.2018
Epilimnion	X	X	X	X	X	X	X
Hypolimnion	X	X	X	X	X	X	X

Im Jahr 2018 wurden von April bis Oktober insgesamt 7 Phyto- und Zooplanktonproben entnommen (Tabelle 2). Das Phytoplankton wurde an jedem Probenahmetermin mit einer Epilimnion- bzw. euphotische-Zone-Mischprobe sowie mit einer Mischprobe des "Hypolimnions" (Meta- und Hypolimnion bis zum Grund) beprobt. Für die WRRL-Bewertung mit Phytoplankton und die Trophieklassifikation wurden die Phytoplankton-Ergebnisse und Trophiekenngößen der epilimnischen Zone verwendet. Das Zooplankton wurde mit Netzzügen über die gesamte Wassersäule entnommen. Dabei wurden für das Crustaceenplankton Flowmeternetze mit 150 µm und 750 µm Maschenweite verwendet, für das Rotatorienplankton (+ kleine Nauplien) ein Mikroflowmeternetz (s. HOEHN *et al.* 1998, [www.gewaesserfragen.de](http://www.gewaesserfragen.de)) mit 55 µm Maschenweite (vgl. Kap. 2.4).

Die Gewässer werden anhand des Phyto- und Zooplanktons sowie weiterer Trophieparameter klassifiziert und gemäß WRRL seetypspezifisch (s. Tabelle 1) bewertet.

Die Trophieklassifikation erfolgt nach der revidierten LAWA-Richtlinie (2014), dem auf Indikatortaxa basierenden PTSI (Phytoplankton-Taxa-Seen-Index) und anhand des Phytoplankton-Gesamtbiovolumens gemäß RIEDMÜLLER *et al.* (2013a; ebenfalls in LAWA 2014). Hinsichtlich Zooplankton kommt die Einstufung nach KARABIN (1985) zur Anwendung.

Die Bewertung wird mit dem Access-Auswertetool PhytoSee in der Version 7.0 nach MISCHKE *et al.* (2017a) durchgeführt. Die Zooplanktonbefunde werden mit der PhytoLoss-Version 3.0 (DENEKE *et al.* 2018, Stand 30.11.2018) ausgewertet. Die unterstützende Bewertung gemäß WRRL mit den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Hintergrund- und Orientierungswerte, H&O-Werte) erfolgt für die Parameter Gesamtposphor und Sichttiefe im Freiwasser gemäß RIEDMÜLLER *et al.* (2013a und b) bzw. OGeV (2016).

Alle Phytoplanktonproben wurden nach der UTERMÖHL-Technik im Umkehrmikroskop bearbeitet (s. Kap. 2).

Jeder Phyto- und Zooplanktonjahrgang wird in Abbildungen und Texten beschrieben. Darüber hinaus werden Einschätzungen zu Wechselwirkungen zwischen Phyto-, Zooplankton und dem Fischbestand gemacht. Im PhytoLoss-Modul werden Kenngrößen ermittelt, welche eine Aussage darüber zulassen sollen, inwieweit das Phytoplankton durch Nahrungsketteneffekte gefördert oder limitiert wird und dadurch eine Beeinflussung der Bewertung vorliegt.

## 2 Labor- und Auswertungsmethoden sowie Bewertungsgrundlagen

### 2.1 Mikroskopische Bearbeitung am UTERMÖHL-Mikroskop und Auswertung

Die mikroskopische Bearbeitung erfolgte nach EN 15204 (2006). Für die Mikroskopie wurde jeweils ein Teilvolumen aus dem gesamten Probenvolumen in einer kombinierten Plattenkammer (HYDROBIOS) über 6-24 h absedimentiert. Die mikroskopische Auszählung des Phytoplanktons erfolgte nach UTERMÖHL (1958) im Umkehrmikroskop bei 125- und 500facher Vergrößerung (s. HOEHN *et al.* 1998). Die Taxonomie des Phytoplanktons wurde hauptsächlich nach HUBER-PESTALOZZI (1938-1983) und Ettl *et al.* (1978-2013) vorgenommen. Für die Taxonomie wurde versucht, so weit wie möglich der Mindestbestimmbarkeitsliste (MISCHKE & KUSBER 2009) zu folgen, welche dem Bewertungsverfahren für natürliche Seen nach EG-WRRL zugrunde gelegt wird (MISCHKE *et al.* 2008a).

### 2.2 Biomasseberechnung

**Tabelle 3:** Zellformen und zugehörige Volumenberechnungsformeln zur Bestimmung des Phytoplanktonbiovolumens nach ATT (s. HOEHN *et al.* 1998).

Symbol und Körperform	Berechnungsformel für Biovolumen
<b>2</b> = zwei Dreh-Ellipsoide	$2 \cdot (\pi/6 \cdot (\text{lang} \cdot (\text{breit}/2) \cdot (\text{breit}/2)))$
<b>3</b> = Dreiecks-Säule (Länge = Kantenlänge, Höhe = Breite)	$(1/2 \cdot \text{lang} \cdot (\frac{1}{2} \cdot \text{lang} \cdot \sqrt{3})) \cdot \text{breit}$
<b>4</b> = 4-Arm (4-Zack) (Tetraeder + 4*Zylinder: <i>Treubaria</i> )	$(4 \cdot (((\text{breit}/2)^2 \cdot \pi) \cdot \text{lang}) + (((\text{breit}^3)/12) \cdot \sqrt{2}))$
<b>5</b> = Dreiecks-Säule (Länge = Kantenlänge, Höhe = 1/2 Breite)	$(1/2 \cdot \text{lang} \cdot (\frac{1}{2} \cdot \text{lang} \cdot \sqrt{3})) \cdot (\text{breit}/2)$
<b>C</b> = Eistüte (Cone)	$\pi/12 \cdot \text{breit} \cdot \text{breit} \cdot ((\text{breit}/2) + \text{lang})$
<b>d</b> = "Doppelkugel"	$(\pi/6 \cdot \text{lang} \cdot \text{breit} \cdot \text{breit}) + (\pi/6 \cdot \text{breit} \cdot \text{breit} \cdot \text{breit})$
<b>D</b> = Dreh-Ellipsoid	$\pi/6 \cdot (\text{lang} \cdot \text{breit} \cdot \text{breit})$
<b>E</b> = Ellipsoid bei <i>Dinophyceen</i>	$\pi/6 \cdot (\text{lang} \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit} \cdot 0,82))$
<b>E</b> = Ellipsoid bei anderen Gruppen (nicht <i>Dinophyceen</i> )	$\pi/6 \cdot (\text{lang} \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit} \cdot 0,65))$
<b>F</b> = Dreieckspyramide	$1/3 \cdot ((\text{lang} \cdot \text{breit} \cdot 0,5) \cdot (0,8 \cdot \text{breit}))$
<b>H</b> = Spindel	$2 \cdot \pi/15 \cdot \text{breit} \cdot \text{breit} \cdot \text{lang}$
<b>J</b> = Doppelkegel	$2/3 \cdot \pi \cdot ((1/2 \cdot \text{breit})^2) \cdot 1/2 \cdot \text{lang}$
<b>k</b> = Kegel	$(\pi/12) \cdot (\text{breit}^2 \cdot \text{lang})$
<b>K</b> = Kugel	$\pi/6 \cdot (\text{lang} \cdot \text{lang} \cdot \text{breit})$
<b>P</b> = zwei Dreieckspyramiden	$2 \cdot (1/3 \cdot (1/2 \cdot \text{breit} \cdot ((\sin 60^\circ) \cdot \text{breit}))) \cdot (\text{lang}/2)$
<b>q</b> = Quader (Höhe < Breite)	$\text{lang} \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit} \cdot 0,33)$
<b>Q</b> = Quader (Höhe = Breite)	$\text{lang} \cdot \text{breit} \cdot \text{breit}$
<b>s</b> = Discus	$\pi/8 \cdot \text{lang} \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit} \cdot 0,5)$
<b>S</b> = elliptische Säule	$\pi/4 \cdot \text{lang} \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit} \cdot 0,66)$
<b>T</b> = 4 Dreieckssäulen ( <i>Crucigenia</i> -Coenobium, Höhe = 2/3 * Breite)	$(\text{lang} \cdot \text{lang} \cdot (2/3 \cdot \text{breit}))/4$
<b>z</b> = Zylinder (Durchmesser = Länge, Breite, Höhe = 0,35 * Durchmesser)	$\pi/4 \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit} \cdot 0,35) \cdot \text{lang}$
<b>Z</b> = Zylinder (Höhe = Länge, Durchmesser = Breite)	$\pi/4 \cdot \text{breit} \cdot (\text{breit}) \cdot \text{lang}$

Die Biomasse des Phytoplanktons wird auf Basis der Zellkörpervolumina (Biovolumina) der einzelnen Taxa errechnet (s. Tabelle 3). Hierzu wird für jedes zu berücksichtigende Phytoplanktontaxon zunächst ein mittleres Biovolumen bestimmt, indem eine angemessene Anzahl von Individuen mit Hilfe eines kalibrierten Video-Messsystems vermessen wird. Aus den auf diese Weise für jedes Taxon erhaltenen Messwerten wird für jede Raumdimension (Länge, Breite, Höhe) der Median bestimmt. Das mittlere Biovolumen des jeweiligen Taxons ergibt sich auf Basis dieser Medianwerte (vgl. PRECHT &

KRAFT 1993) anhand der den Taxa zugeordneten geometrischen Körper bzw. den zugehörigen mathematischen Formeln für die Volumenberechnung (ROTT 1981 und 1983, DEISINGER 1984, Phytoplanktonkartei des Botanischen Instituts der Universität Innsbruck, sowie Eigenermittlung nach HOEHN *et al.* 1998). Gallerthüllen werden bei der Berechnung des Biovolumens nicht berücksichtigt (vgl. WILLEN 1976, ROTT 1981).

Das Gesamtbiovolumen eines Taxons in einem Liter Wasser ergibt sich aus der Multiplikation dessen mittleren Biovolumens mit dessen Zellkonzentration (Zellanzahl/L). Da sich die spezifische Dichte der im Wasser frei schwebenden Phytoplankter von der des Wassers kaum unterscheidet, kann das Biovolumen der Frischmasse gleichgesetzt werden (LOHMANN 1906/1908).

### **Biomasse- und Biovolumen-Angaben:**

$$1 \mu\text{g/L} = 1 \text{ mm}^3/\text{m}^3$$

$$1 \text{ mg/L} = 1 \text{ cm}^3/\text{m}^3 = 1 \text{ mm}^3/\text{L}$$

Die grafische Darstellung der Algengruppen in den Kapiteln erfolgt in der Einheit der Biomasse mit der Dimension  $\mu\text{g/L}$ . In den Klassifikations- und Bewertungsverfahren wird die Einheit  $\text{mm}^3/\text{L}$  und die Bezeichnung Biovolumen verwendet.

## **2.3 Diatomeenanalyse**

### **2.3.1 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  $\text{H}_2\text{O}_2$  und  $\text{KMnO}_4$  aufgeschlossen. Von den Membranfiltern löst sich dabei der Filtrerrückstand 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 Schnappdeckelgläschen 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 Deckgläschen (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 Deckgläschen mit der beschickten Seite nach unten schräg aufgelegt. Zum Austreiben des Lösungsmittels werden die Präparate mit einer Heizplatte auf ca.  $80^\circ\text{C}$  erhitzt bis sie ca. 5-10 Sekunden lang Blasen werfen. Zum Abkühlen werden die Präparate auf einer erschütterungsfreien ebenen Oberfläche gelagert.

### **2.3.2 Mikroskopische Auswertung:**

In den Streupräparaten werden mindestens 200 Objekte mit 100fach-Ölimmersionsobjektiv auf Art-niveau 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.

## 2.4 Bearbeitung der Zooplanktonproben

Die Probenahme planktischer Kleinkrebse (Crustaceen) erfolgt mit einem Flowmeter-Zooplanktonnetz, das eine Maschenweite von 150 µm und einen Öffnungsdurchmesser von 30 cm aufweist. Für die Probenahme planktischer Rädertiere (Rotatorien) kommt ein Flowmeter-Mikronetz mit einer Maschenweite von 55 µm und einem Öffnungsdurchmesser von 3,5 cm zum Einsatz. Die Fixierung erfolgt mit Zuckerformalin-Lösung (4%).

Für die quantitative Auszählung der Crustaceen werden die Proben mit dem flächenäquivalenten Probenteiler nach GELLER (SCHWOERBEL 1994) geteilt. Zum Zählen - bei 40facher Vergrößerung in einer Mäanderzählschleife - werden so viele Flächenäquivalente entnommen, wie nötig sind, um möglichst jeweils 100 Individuen der dominanten Copepoden- und Cladocerenart zu finden. Für die Auszählung der Rotatorien wird die Probe in vier Utermöhl-Kammern (jeweils  $\frac{1}{4}$  der Probe) so angesetzt, dass aus allen 1 bis 4 Teilproben zusammen mindestens 100 Individuen ausgezählt werden können. Zur Bestimmung des Zooplanktons werden im Wesentlichen folgende Werke herangezogen: EINSLE (1993), AMOROS (1984), FLÖBNER (2000) und VOIGT & KOSTE (1978).

Die Berechnung der Biomasse (Frischgewicht) des Zooplanktons erfolgt über die Bestimmung der Körpervolumina. Um diese auszurechnen, werden Längen- und Breitenmessungen mit Hilfe eines videobasierten Messprogramms vorgenommen, in einzelnen Fällen auch mit Hilfe einer kalibrierten Okularskalierung. Entsprechend den Angaben in der Literatur (HOEHN *et al.* 1998) werden den Organismen geometrische Formen zugeordnet. Die repräsentative Vermessung einzelner Individuen zur Ermittlung des Art- bzw. Größenklassenvolumens erfolgt in allen Proben des Untersuchungszeitraumes der jeweiligen Talsperre. Für die Berechnung der Biomasse eines Taxons bzw. einer Größenklasse wird der Median von Längen- bzw. Breitenmessungen (vgl. Precht & Kraft 1993) aller bisher im betreffenden Gewässerdatensatz erfolgten Messungen verwendet. Aus den Ergebnissen für die Individuendichten (Individuen/L) wird die Biomasse errechnet (µg/L Frischgewicht). Dies beruht auf der plausiblen Annahme, dass Planktonorganismen dasselbe spezifische Gewicht wie Wasser ( $1 \text{ g/cm}^3$ ) besitzen (LOHMANN 1906/1908). Die Ermittlung der Trockenmasse für das PhytoLoss Modul erfolgte über eine Längen/Masse-Beziehung unter Verwendung der in LUBW (2013) zusammengestellten Regressionswerte.

## 2.5 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 ( $> 1 \text{ mm}$  Körperlänge) des Zooplanktons 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 (2008) 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 resp. die Cladoceren.

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 4 zusammengestellt.

**Tabelle 4:** Wertebereiche des "Sommermittelwertes" (Mai-Oktober) des CSI nach GROBE (2008) 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).

"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
Kat. 4: gesch. TS mit GesP > 34 µg/L	≤ 0,16	0,17 – 0,35	≥ 0,36
Kat. 5: Flachspeicher (polymiktische TS)	≤ 0,21	0,22 – 0,34	≥ 0,35
Kat. 6: dystrophe/saure TS		nicht erreichbar	nicht erreichbar
Mögliches Ausmaß der "Biofiltration" des Zooplanktons auf das Phytoplankton	gering	mittel	hoch

## 2.6 Grundlagen der Trophieklassifizierung und Bewertung mit Phyto- und Zooplankton

Die Ermittlung des Trophiestatus – die **Trophieklassifikation** – erfolgt gemäß der revidierten Richtlinie (LAWA 2014), in der die geschichteten Talsperren in einer eigenen Gruppe (geschTS) klassifiziert werden können. Die Klassifikation arbeitet mit den Trophiekenngößen Sichttiefe (ST), Chlorophyll a (Chl a) und Gesamtphosphor (GesP) jeweils im Saisonmittelwert (März/April bis Oktober/November) bzw. mit der GesP-Konzentration während der Frühjahrszirkulation, bei polymiktischen Seen der Frühjahrswert.

Anhand des Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) kann eine auf Indikatorarten basierende Trophieklassifizierung erfolgen (s. u. a. Riedmüller *et al.* 2013a). Der Index berücksichtigt das Vorkommen von Indikatortaxa, deren absolutes Biovolumen in "Abundanzklassen" sowie die Qualität bzw. Habitattreue des jeweiligen Indikatortaxons. Der Trophieindex nach LAWA und der PTSI besitzen die gleiche Skala und geben gemäß Tabelle 5 den Trophiestatus eines Sees an.

**Tabelle 5:** Index-Wertebereiche, trophische Zuordnung und Abkürzungen nach LAWA (2014).

PTSI/Trophieindices	Trophieklasse	PTSI/Trophieindices	Trophieklasse
0,5-1,5	oligotroph	> 3,0 – 3,5	eutroph 2
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	> 3,5 – 4,0	polytroph 1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	> 4,0 – 4,5	polytroph 2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	> 4,5	hypertroph

Eine weitere Möglichkeit der **Trophieklassifikation** auf Basis von taxonomischen Gruppen oder Arten ist das von KARABIN (1985) entwickelte Einstufungsprozedere für **Zooplankton** (s. Tabelle 6 und Tabelle 7).

**Tabelle 6:** Trophieklassifikation anhand der Zooplanktonbiozönose (Crustaceen und Rotatorien) nach KARABIN (1985).

Klassifikationskriterien	Trophie-Einstufung
Anteil Taxa von Indikatorgemeinschaft II an der Gesamt-Rotatorienbiomasse (ohne <i>Asplanchna</i> ) (%)	< 10 = oligotroph 10-90 = mesotroph > 90 = eutroph
Anzahl der Rotatorien ( <b>Individuen/L</b> )	< 400 = nicht eutroph 400-2.000 = eutroph > 2.000 = hypertroph
Anteil Taxa von Indikatorgemeinschaft II an der Gesamt-Crustaceenbiomasse (%)	< 25 = oligotroph 25-60 = mesotroph > 60 = eutroph
Anteil der Cyclopoida an der Crustaceenbiomasse (%)	< 15 = oligotroph 15-30 = mesotroph > 30 = eutroph
<b>Quotient</b> Biomasse Cyclopoida/Biomasse Cladocera	< 0,2 = oligotroph 0,2-0,8 = mesotroph > 0,8 = eutroph

**Tabelle 7:** Indikatorgruppen nach KARABIN (1985).

Indikatorgruppe I nährstoffarme Seen	Indikatorgruppe II nährstoffreiche Seen	Indikatorgruppe III indifferente Taxa
<b>Rotatoria</b>		
<i>Chromogaster ovalis</i> <i>Conochilus unicornis</i> <i>Ascomorpha ecaudis</i> <i>Gastropus stylifer</i> <i>Polyarthra major</i>	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Filinia longiseta</i> <i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Brachionus</i> sp. <i>Proales micropus</i> Bdelloidea	
<b>Crustacea</b>		
<i>Heterocope appendiculata</i> <i>Bosmina berolinensis</i> <i>Daphnia longispina hyalina</i> var. <i>galeata</i> <i>Daphnia cristata</i> <i>Daphnia cucullata</i>	<i>Mesocyclops leuckartii</i> <i>Thermocyclops oithonoides</i> <i>Diaphanosoma brachyurum</i> <i>Chydorus sphaericus</i> <i>Bosmina coregoni thersites</i> <i>Bosmina longirostris</i>	<i>Eudiaptomus graciloides</i> <i>Eudiaptomus gracilis</i> <i>Leptodora kindti</i> <i>Bosmina crassicornis</i> <i>Bosmina coregoni</i> <i>Thermocyclops crassus</i> <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> <i>Daphnia longispina hyalina</i> f. <i>pellucida</i> <i>Limnocalanus macrurus</i> <i>Acanthocyclops viridis</i> <i>Cyclops kolensis</i> <i>Daphnia pulex</i> <i>Polyphemus pediculus</i>

Die **Trophie-Bewertung** anhand des Phytoplanktons wurde mit der aktuellen Version 7.0 des PhytoSee-Auswertetools nach MISCHKE *et al.* (2017a, Stand Dezember 2017) durchgeführt. In diesem sind alle Verfahrensmodifikationen der vergangenen Jahre enthalten (u.a. RIEDMÜLLER & HOEHN 2011, RIEDMÜLLER *et al.* 2013a, zusammengefasst in PhytoSee-Handbuch von MISCHKE *et al.* 2017b). Der Phyto-See-Index ist ein multimetrischer Index mit den Teilmetrics Biomasse (Chl a- und Biovolumenkenngrößen), Algenklassen (Vorkommen von Algenklassen und Ordnungen) und PTSI (Vorkommen von Indikatortaxa auf Gattungs- und Artniveau). Die Bewertung berücksichtigt die Lage der Referenztrophy gemäß Phytoplankton-Seetyp (s. Tabelle 8). Das Typologie-Kriterium für die Mittelgebirgstypen wird als "Volumen-Tiefen-Quotient" bezeichnet und ist der bereits in der Typologie nach Mathes *et al.* (2002) verwendete VQ geteilt durch die mittlere Tiefe (s. Tabelle 8).

**Tabelle 8:** Im Bericht behandelte Mittelgebirgs-Seetyp nach LAWA (MATHES *et al.* 2002) sowie Phytoplankton-Seetyp (vgl. Tabelle 1) gemäß RIEDMÜLLER *et al.* (2013c) und VTQ-Kriterium (RIEDMÜLLER & HOEHN 2011) sowie die "sehr gut/gut-Grenze" und der trophische Referenzwert (Ankerpunkt der Bewertung) ausgedrückt als Indexzahl gemäß Trophie-Index nach LAWA (2014).

LAWA-Seetyp	Ca-Gehalt, Schichtung	VQ (m <sup>-1</sup> )	PP-Seetyp	VTQ (Volumen-Tiefen-Quotient) (m <sup>-2</sup> )		sehr gut/gut-Grenze	trophischer Referenzwert (LAWA-Index)
9	Ca-arm, geschichtet	< 1,5	PP 9	klein	≤ 0,18	1,50	1,00

VQ [1/m] = Volumenquotient (Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>/Seevolumen in Mio m<sup>3</sup>), VTQ [1/m<sup>2</sup>] = Volumen-Tiefen-Quotient (VQ/mittlere Tiefe in m), PP = Phytoplankton. **Grüne Felder:** für die **PP-Typeinstufung** relevante Kriterien.

Die Bewertungsergebnisse sind im Bericht nach der ökologischen Zustandsklasse bzw. für Talsperren ökologischen Potenzialklasse farblich gekennzeichnet (s Tabelle 9).

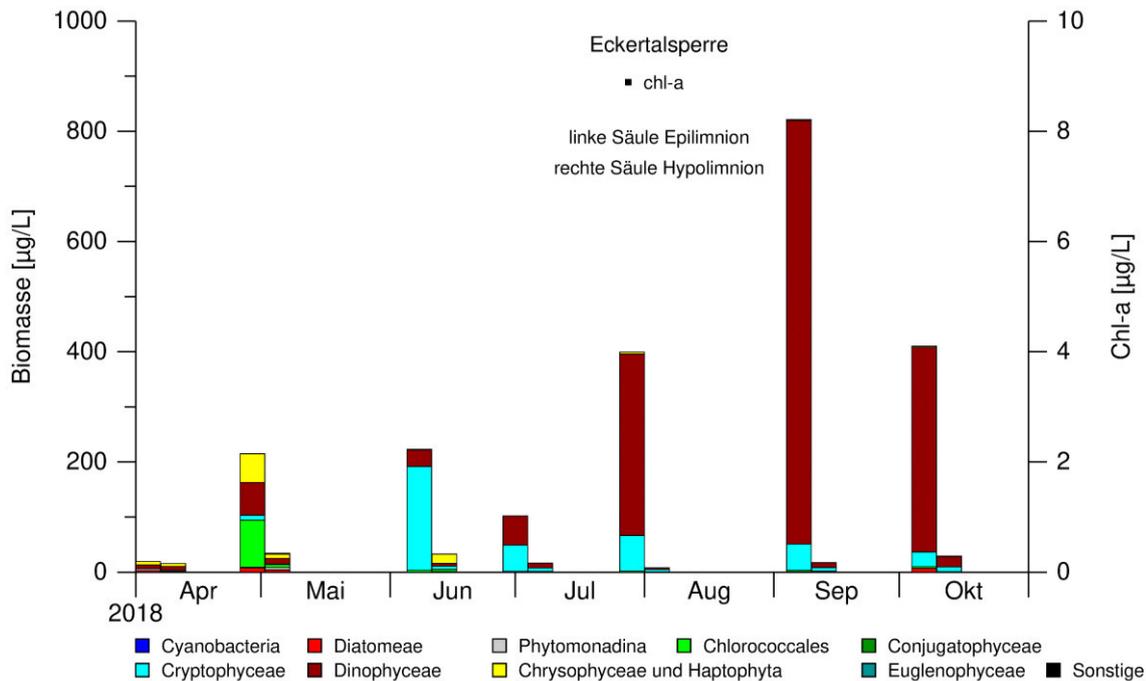
**Tabelle 9:** Indexwerte von PSI und Einzelmetrics, Zustandsklassen für die ökologische Qualität (ÖQ) sowie Farbsignatur.

Indexwert des deutschen PSI (ÖQ)	ökologische Zustandsklasse/ ökologisches Potenzial
0,5 – 1,5	1 = sehr gut
1,5 – 2,5	2 = gut
2,5 – 3,5	3 = mäßig
3,5 – 4,5	4 = unbefriedigend
4,5 – 5,5	5 = schlecht

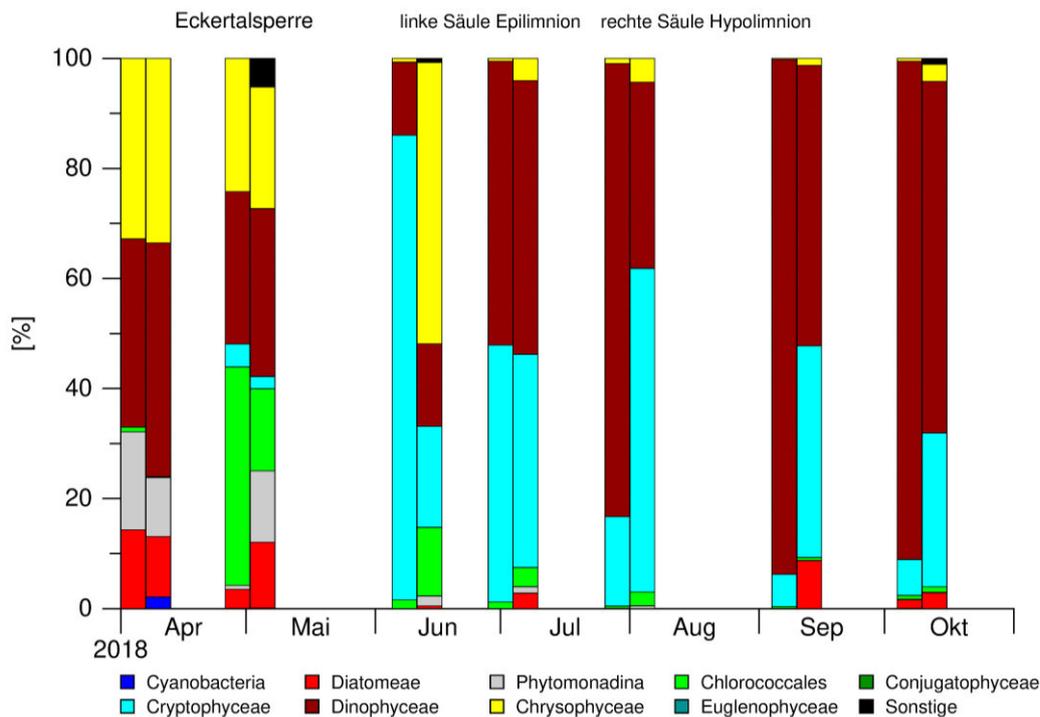
### 3 Ergebnisse der Phytoplanktonuntersuchungen – Jahresgang und Befunde

#### 3.1 Eckertalsperre

Zu Beginn des Untersuchungsprogrammes Anfang April hatten sich kaum Phytoplankter in der Eckertalsperre entwickeln können. Erst nachdem die Stagnationsphase eingesetzt hatte, kamen in der relativ hoch gelegenen Talsperre höhere Algenbiomassen im Epilimnion auf (Abb. 1 und Abb. 2). Im Mai und Juni lag die epilimnische Phytoplanktonbiomasse bei 200 µg/L, wobei zunächst chlorococcale Grünalgen (*Coelastrum microporum*), Cystenstadien von Chrysophyceen und kleinere Dinophyceen (*Peridinium umbonatum*, *Gymnodinium uberrimum*) dominierten. Am Ende des Frühjahrs hatten sich dann Cryptophyceen der Gattung *Cryptomonas* durchgesetzt. Zu Beginn des Sommers ging die Algenentwicklung leicht zurück, wobei nun die größere Dinophycee *Gymnodinium uberrimum* vermehrt aufkam. Diese Art konnte dann im weiteren Verlauf des Sommers und im Herbst etwas höhere Biomassen entwickeln, so dass die gesamte Algenbiomasse bis auf maximal 800 µg/L anstieg. Sie ist als mixotrophe Alge typisch für das Phytoplankton dystropher Gewässer und konnte sich auch in früheren Jahren in der Eckertalsperre durchsetzen (vgl. RIEDMÜLLER et al. 2013). Im Hypolimnion war das Aufkommen an Planktonalgen immer sehr gering (<50 µg/L). Besonders *Gymnodinium uberrimum* konzentrierte sich während der Sommerstagnation auf oberflächennahe Wasserschichten.



**Abb. 1:** Biomasse der Phytoplanktongruppen im Epi- und Hypolimnion sowie Chlorophyll a-Konzentrationen (nach DIN) im Epilimnion der Eckertalsperre an den Probenahmeterminen im Jahr 2018.



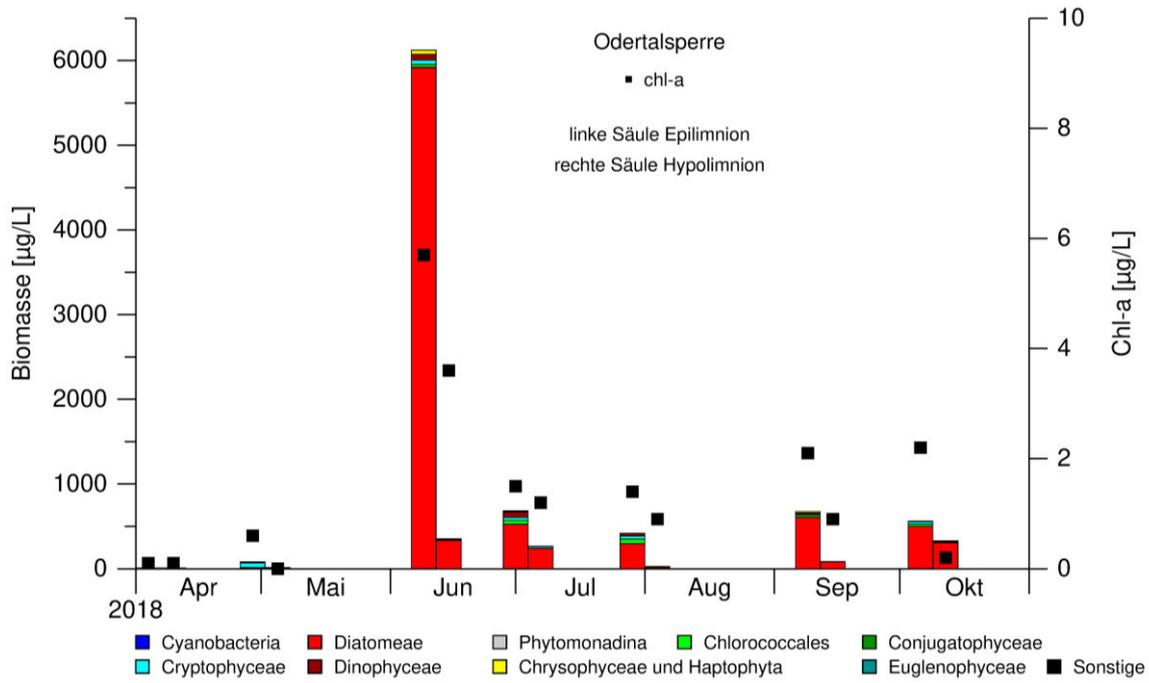
**Abb. 2:** Prozentuale Verteilung der Biomasse der Phytoplanktongruppen im Epi- und Hypolimnion in der Eckertalsperre an den Probenahmeterminen im Jahr 2018.

### 3.2 Odertalsperre

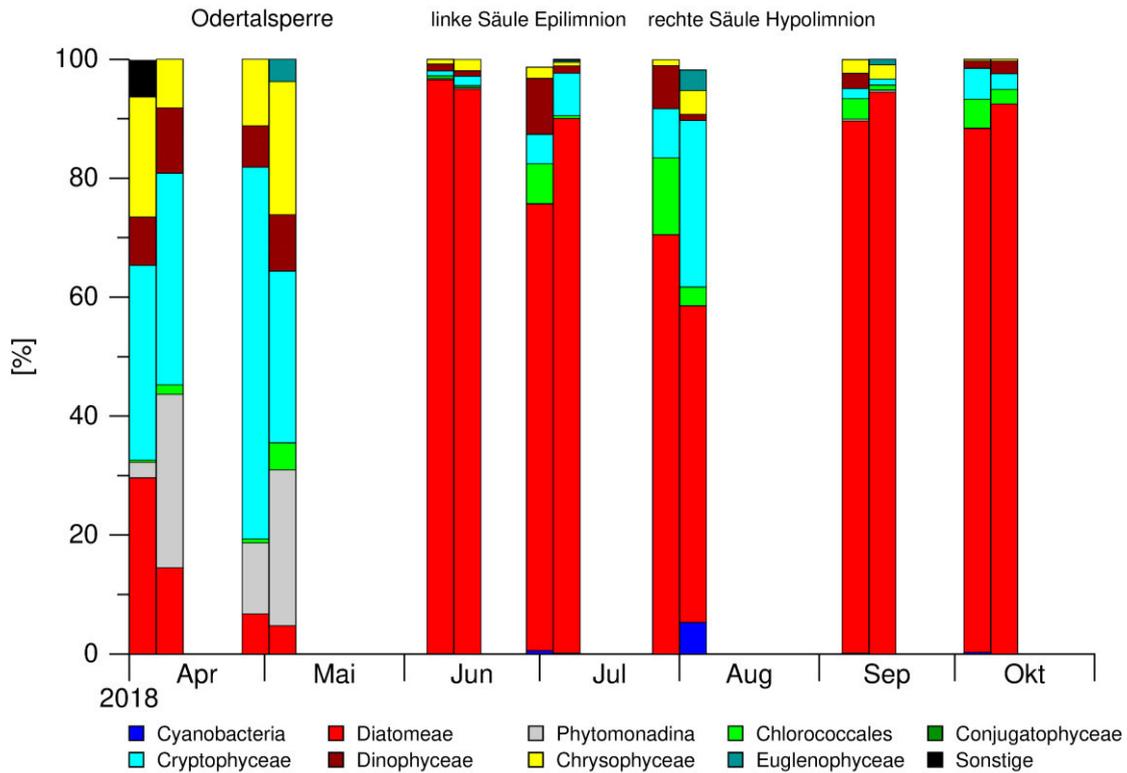
Das Phytoplanktonaufkommen in der Odertalsperre lag an den meisten Untersuchungsterminen unterhalb einer Biomasse von 1.000  $\mu\text{g/L}$  (Abb. 3 und Abb. 4). Dabei hatten sich im Frühjahr kaum Phytoplankter in der Talsperre entwickeln können. Vereinzelt kamen die Cryptophyceae *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* und *Cryptomonas erosa*, die centrische Diatomee *Aulacoseira distans* sowie volvocale Grünalgen (Phytomonadina) der Gattung *Chlamydomonas* mit etwas höheren Biomassen auf. Ab Juni setzten sich dann pennate Diatomeen durch. Der Frühsommer war von einem Massenaufkommen der Kieselalge *Asterionella formosa* geprägt, wodurch im Epilimnion die Algenbiomasse bis auf 6.000  $\mu\text{g/L}$  anstieg. Im weiteren Verlauf des Sommers ging das Algenaufkommen dann wieder deutlich zurück. Dabei trat neben *Asterionella formosa* vermehrt *Aulacoseira distans* auf. Im Herbst konnte zudem die pennate Diatomee *Tabellaria flocculosa* mit geringer Biomasse aufkommen. Im Hypolimnion war die Algenentwicklung immer deutlich geringer als an der Oberfläche. Die Zusammensetzung der Artengemeinschaften wiesen keine deutlichen Unterschiede in den Wasserschichten auf. Allerdings trat im Hochsommer im Tiefenwasser die benthische Cyanobakterie *Oscillatoria limosa* mit sehr geringer Biomasse auf ( $< 2 \mu\text{g/L}$ ). Arten der Gattung *Oscillatoria* können potenziell Cyanotoxine (Microcystin, Anatoxin-a) produzieren.

Im Untersuchungsjahr 2012 war das Algenaufkommen mit einer Biomasse von maximal 1.100  $\mu\text{g/L}$  nochmal deutlich geringer gewesen. Im Jahr 2007 wurde im August ebenfalls ein Massenaufkommen von *Asterionella formosa* gefunden, in dem die Algenbiomasse bis auf knapp 4.000  $\mu\text{g/L}$  angestiegen war (HOEHN *et al.* 2007 und RIEDMÜLLER *et al.* 2013).

Trophiestatus und Bewertung der Ecker-, Oder- und Sösetalsperre



**Abb. 3:** Biomasse der Phytoplanktongruppen im Epi- und Hypolimnion sowie Chlorophyll a-Konzentrationen (nach DIN) im Epilimnion der Odertalsperre an den Probenahmeterminen im Jahr 2018.



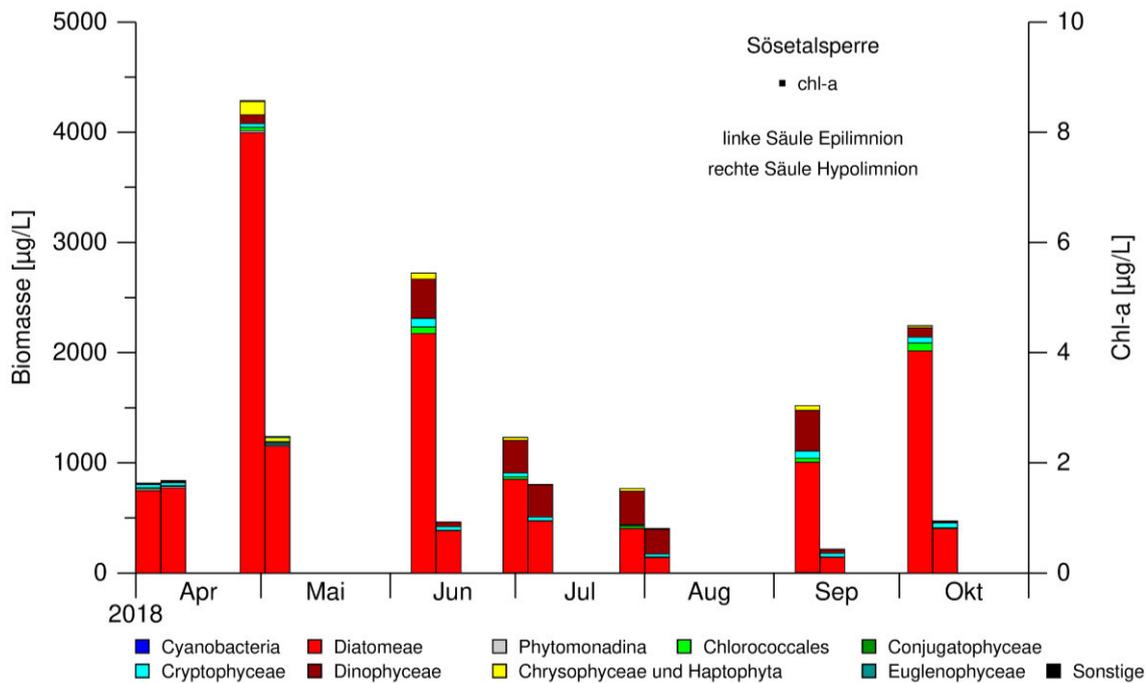
**Abb. 4:** Prozentuale Verteilung der Biomasse der Phytoplanktongruppen im Epi- und Hypolimnion in der Odertalsperre an den Probenahmeterminen im Jahr 2018.

### 3.3 Sösetalsperre

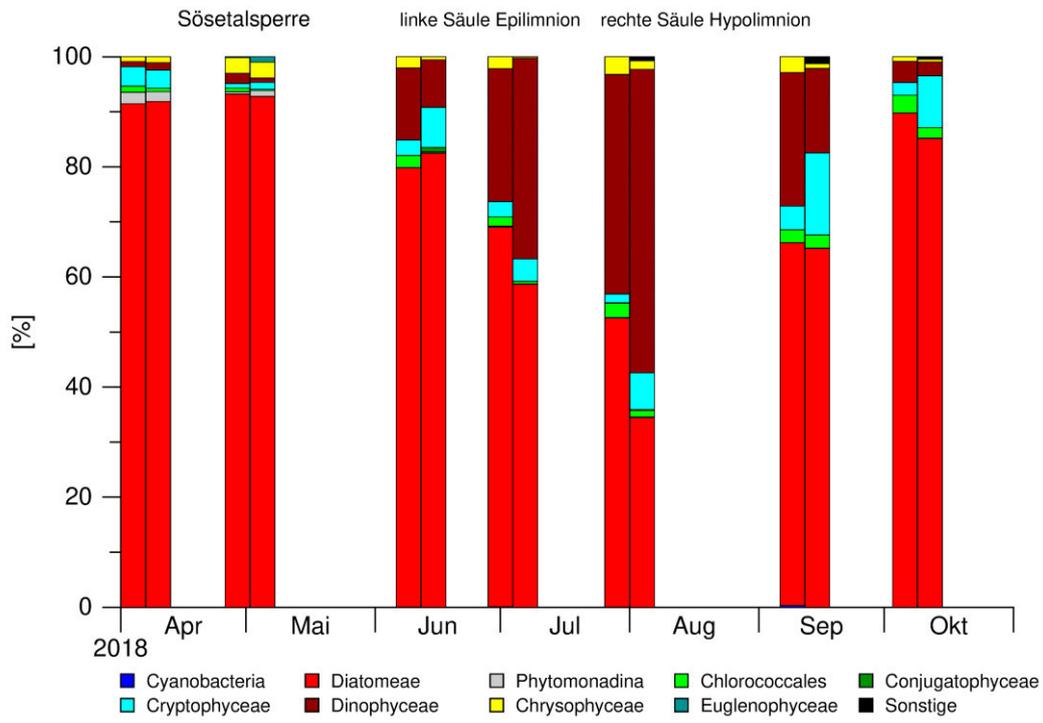
Anfang April 2018 war das Phytoplanktonaufkommen mit Biomassen von knapp 1.000 µg/L in beiden Tiefenbereichen (Epi- und Hypolimnion) bereits leicht erhöht. Das Phytoplankton bestand dabei ganz überwiegend aus der pennaten Diatomee *Asterionella formosa* (Abb. 5 und Abb. 6). Bis zum nächsten Beprobungstermin Anfang Mai hatte sich der Wasserkörper thermisch eingeschichtet und das Algenbiomasse unterschied sich in den beiden Tiefenbereichen nun deutlich voneinander: Im Epilimnion war sie auf über 4.300 µg/L angestiegen, während sie im Tiefenwasser deutlich geringer war. Über die gesamte Tiefe dominierte weiterhin *Asterionella formosa*. Bis zum Sommerbeginn blieben die pennaten Diatomeen dominant. Im Juni trat neben *Asterionella formosa* auch *Tabellaria flocculosa* auf. Während im Epilimnion die Algenbiomasse mit knapp 3.000 µg/L noch immer hoch war, zeigte sich Hypolimnion ein deutlicher Rückgang. Im weiteren Verlauf des Sommers ging die Algenentwicklung auch im Epilimnion zurück.

Das Sommerplankton wurde dann von *Tabellaria flocculosa* und dem Dinoflagellat *Gymnodinium uberrimum* dominiert. Im Herbst konnte *Tabellaria flocculosa* im Epilimnion höhere Biomassen entwickeln und bis zum letzten Beprobungstermin war die Algenbiomasse auf 2.400 µg/L angestiegen.

Im Frühjahr 2012 war es zu einer ähnlich hohen Kieselalgenentwicklung in der Sösetalsperre gekommen, ein zweites Diatomeenmaximum im Herbst war jedoch ausgeblieben (vgl. RIEDMÜLLER *et al.* 2013).



**Abb. 5:** Biomasse der Phytoplanktongruppen im Epi- und Hypolimnion sowie Chlorophyll a-Konzentrationen (nach DIN) im Epilimnion in der Sösetalsperre an den Probenahmeterminen im Jahr 2018.



**Abb. 6:** Prozentuale Verteilung der Biomasse der Phytoplanktongruppen im Epi- und Hypolimnion in der Sösetalsperre an den Probenahmeterminen im Jahr 2018.

## 4 Ergebnisse der Zooplanktonuntersuchungen

### 4.1 Eckertalsperre

#### 4.1.1 Taxonomische Zusammensetzung und Jahresgang

Im Frühjahr 2018 konnten sich nur ganz wenige Zooplankter in der Eckertalsperre entwickeln. Vereinzelt traten kleine Cladoceren (*Bosmina longispina*, *Ceriodaphnia quadrangula*) und Rotatorien (*Keratella hiemalis*, *Synchaeta*-Arten) auf (Abb. 7). Bis dahin war das Angebot an fressbarem Phytoplankton äußerst gering gewesen, so dass entsprechend wenig herbivores Zooplankton aufkommen konnte. Mit dem Anstieg der Cryptophyceenbiomasse im Juni nahm die Biomasse an fressbarem Phytoplankton zu und kleine herbivore Cladoceren (*Bosmina longispina*) konnten mit sich in geringem Umfang entwickeln. Mit dem vermehrten Aufkommen der Dinophyceen (*Gymnodinium uberrimum*) im Sommer und Herbst ging das Angebot an Nahrungsalgen wieder zurück. Nun wurden mit *Ceriodaphnia quadrangula* eine bakterivore Cladocere dominant. Im Hochsommer konnte daneben kurzzeitig *Holopedium gibberum* (Sidoidae) mit geringer Biomasse aufkommen. Diese, mit einer kompakten Gallerthülle umgebenen algivoren Cladoceren, treten in nährstoffarmen, eher sauren und fischarmen Gewässern auf. Während diese Art in der Sösetalsperre seit Beginn des Untersuchungsprogrammes im Jahr 2002 regelmäßig beobachtet wurde, tritt sie in der Eckertalsperre erst seit dem Jahr 2012 sporadisch auf, was hier möglicherweise mit dem geringen Angebot an fressbarem Phytoplankton zusammenhängt. Das Aufkommen an Rotatorien war im Jahr 2018 nur kurzzeitig zu Sommerbeginn durch das vermehrte Aufkommen von *Synchaeta pectinata* leicht erhöht.

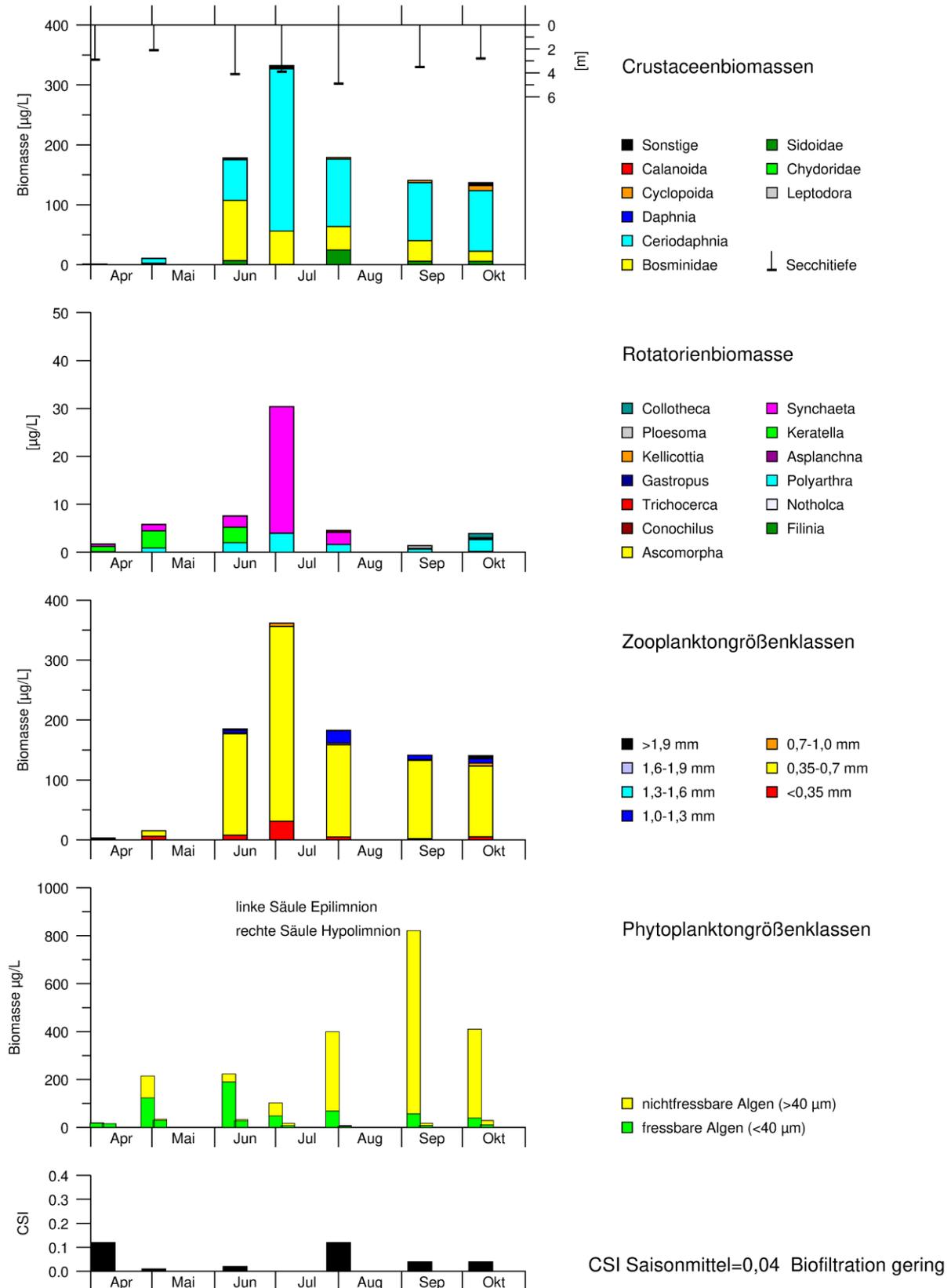
Die kleine Cladocerenart *Ceriodaphnia quadrangula* war in den meisten Untersuchungsjahren die dominante Crustaceenart und kann mit deutlich höheren Biomassen als im aktuellen Untersuchungsjahr auftreten. So lag etwa im Vorjahr das Maximum der Ceriodaphnien-Biomasse bei 800 µg/L, was auch das bisher höchste Aufkommen dieser Cladoceren war (vgl. Abb. 8 sowie RIEDMÜLLER *et al.* 2013).

Bislang wurde die Eckertalsperre kaum von größeren Cladoceren der Gattung *Daphnia* (Wasserflöhe) besiedelt, was wohl auf den sauren Charakter des Gewässers zurückgeht. Copepoden (Ruderfußkrebse) treten in dieser Talsperre weiterhin ebenfalls nur sehr vereinzelt auf. Während den sich räuberisch ernährenden cyclopiden Copepoden vermutlich die Nahrungsgrundlage fehlt (u.a. geringes Aufkommen an Rotatorien), lässt sich für das Fehlen der herbivoren calanoiden Copepoden, welche typische Vertreter nährstoffarmer Gewässer sind, bisher keine Erklärung finden.

#### 4.1.2 Größenstruktur, Biofiltration und Fischfraßdruck

Das Zooplankton in der Eckertalsperre setzte sich im Jahr 2018 im Wesentlichen aus kleinen Individuen (< 1 mm Körperlänge) zusammen (Abb. 7 Mitte), was bisher auch in allen vorherigen Untersuchungsjahren beobachtet wurde. Der nach GROBE (2008) berechnete CSI (Cladoceren-Size-Index) ist daher sehr gering und kann für einen hohen Bestand an Friedfischen sprechen (Abb. 7 unten). Allerdings kann der CSI bei dystrophen Gewässern wie der Eckertalsperre nur sehr eingeschränkt angewandt werden, da aufgrund des sauren Charakters das Aufkommen großer herbivorer Cladoceren (Daphnien) beeinträchtigt ist. Daneben wird die Sichttiefe im Wesentlichen durch eine hohe Konzentration an Huminstoffen bestimmt, so dass selbst bei einem erfolgreichen Eingriff in den Fischbestand kein Klarwasserstadium herbeigeführt würde. Das Aufkommen der Cladocere *Holopedium gibberum* spricht jedoch für einen nicht allzu hohen Fischfraßdruck auf das Zooplankton, da diese Zooplankter aufgrund ihrer durch die Gallerthülle bedingte Größe von Friedfischen leicht erbeutet werden können.

Eckertalsperre Untersuchungszeitraum 2018



**Abb. 7:** Taxonomische- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons (Frischgewicht), Größenzusammensetzung des Phytoplanktons, Secchitiefe und Werte des Cladocera-Size-Index (=CSI nach GROBE 2008) in der Eckertalsperre im Jahr 2018.

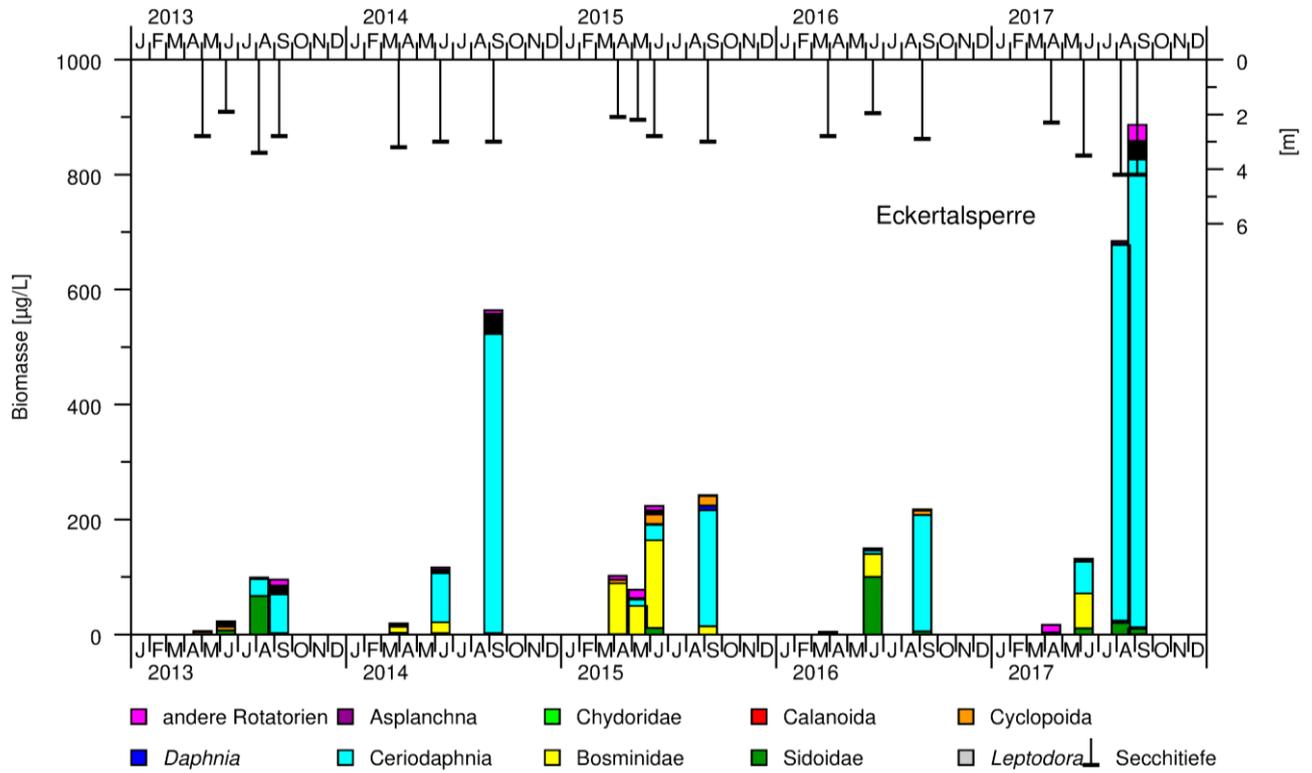


Abb. 8: Zooplanktonbiomasse (Frischgewicht) in der Eckertalsperre in den Jahren 2013-2017.

### 4.1.3 Trophieklassifizierung anhand des Zooplanktons nach KARABIN

Für eine Abschätzung der Trophielage können die von KARABIN (1985) beschriebenen Kriterien herangezogen werden (vgl. RIEDMÜLLER *et al.* 2012). In den Sommermonaten traten keine eutraphenten Arten (Indikatorgemeinschaft II), außerdem ist die Rotatorienabundanz sehr gering ebenso das Auftreten cyclopoider Copepoden. Nach diesen Kriterien befindet sich die Eckertalsperre in einem oligotrophen Zustand (Tabelle 10).

Tabelle 10: Ergebnisse der Trophie-Einstufung nach KARABIN (1985) (Trophieklassen-Zuordnung s. Kap. 2.6).

Kriterien	Trophieklasse
betrachtete Termine	04.07.2018 und 01.08.2018
Anzahl der Rotatorien (Ind/L)	(29) nicht eutroph
Biomasseanteil (%) der Rotatorientaxa der Indikatorgemeinschaft II an der Rotatorienbiomasse	(0) oligotroph
Biomasseanteil (%) der Crustaceentaxa der Indikatorgemeinschaft II an der Crustaceenbiomasse	(0) oligotroph
Anteil (%) der Cyclopoida an der Crustaceenbiomasse	(<1) oligotroph
Quotient Cyclopoida-/Cladocera-Biomasse	(<0,00) oligotroph

## 4.2 Odertalsperre

### 4.2.1 Taxonomische Zusammensetzung und Jahresgang

Bereits Anfang 2018 lag die Zooplanktonbiomasse in der Odertalsperre bei 200 µg/L. Es traten überwiegend adulte Tiere des calanoiden Copepoden *Eudiaptomus gracilis* auf (Abb. 9). Bis zum nächsten Termin Anfang Mai war die gesamte Zooplanktonbiomasse auf 670 µg/L angestiegen. Jetzt konnte sich neben den calanoiden Copepoden auch die kleine Cladocerenart *Bosmina longicornis* mit etwas höherer Biomasse entwickeln. Beide Arten ernähren sich überwiegend herbivor und obwohl die Algenbiomasse im Frühjahr gering war, kamen mit Cryptophyceen und volvocalen Grünalgen zumindest gut fressbare Phytoplankter auf. Im Juni ging die Zooplanktonbiomasse deutlich zurück, wobei nun vermehrt Daphnien aufkamen. Möglicherweise hat der hohe, vom herbivoren Zooplankton ausgehende Fraßdruck dazu geführt, dass sich in Folge dessen mit *Asterionella formosa* vermehrt nicht-fressbare Algen entwickeln konnten.

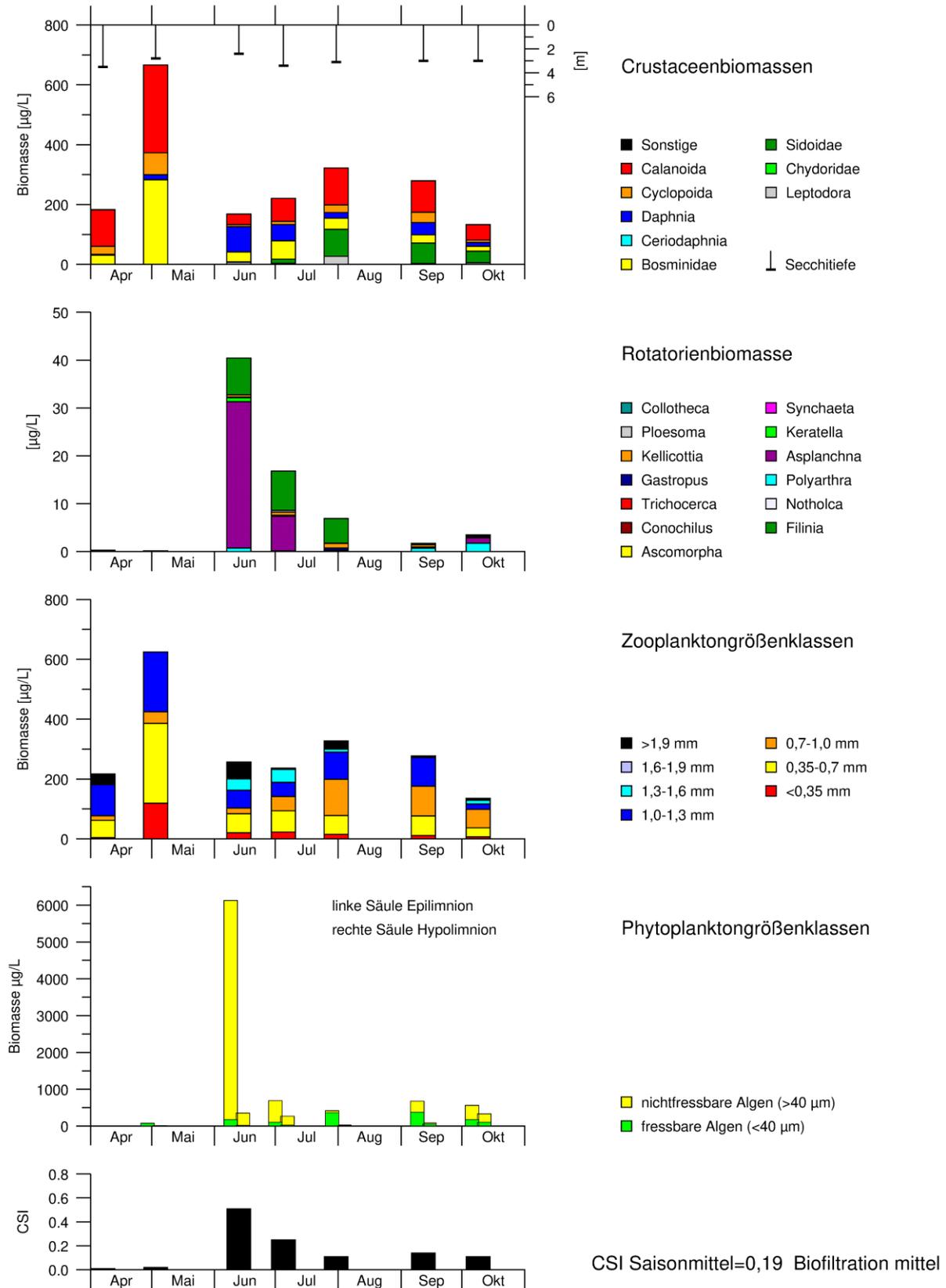
Zum Sommer hin ging die Zooplanktonbiomasse deutlich zurück, wobei aber herbivore Planktoncrustaceen dominant blieben. Zunächst dominierten Cladoceren der Gattung *Daphnia*, von denen überwiegend große Individuen (> 1 mm Körperlänge) auftraten. Im Juli konnten sich dann neben den Daphnien auch *Bosmina*-Arten durchsetzen und *Eudiaptomus gracilis* kam wieder mit geringen Biomassen auf. Erst Ende Juli trat dann neben den herbivoren Planktonfiltrieren auch die bakterivore Art *Diaphanosoma brachyurum* (Sidoidae) vermehrt auf. Beide Arten blieben bis in den Herbst dominant, wobei Ende Juli und im September auch die kleine Copepodenart *Thermocyclops oithonoides* (überwiegend C-V-Stadien) mit geringen Biomassen erschien. Die Zusammensetzung des Crustaceenplanktons mit der Dominanz herbivorer Arten entspricht etwa derjenigen im Jahr 2012, wobei damals die Biomassen geringer waren (vgl. RIEDMÜLLER *et al.* 2013).

Die Rotatorienbiomasse stieg maximal auf 40 µg/L an, was auf den großen Rotator *Asplanchna priodonta* zurückging. Daneben kam lediglich *Filinia longiseta* mit leicht erhöhten Biomassen auf.

### 4.2.2 Größenstruktur, Biofiltration und Fischfraßdruck

Vor allem im Frühsommer hatten sich mit den Daphnien größere Cladoceren in der Odertalsperre entwickelt, so dass der nach GROBE (2008) berechnete CSI relativ hoch war (Abb. 9, unten). Im Saisonmittel liegt der CSI bei 0,19, was eine mittlere Filtrationsrate bedeutet. Allerdings wird auch in dieser Talsperre die Transparenz des Wasserkörpers überwiegend durch einen hohen Anteil an Huminstoffen bestimmt, so dass sich selbst ein hoher, vom Zooplankton ausgehender Fraßdruck, kaum auf die Sichttiefen auswirken kann. Diese lagen im Untersuchungszeitraum kontinuierlich bei etwa 3 m, unabhängig vom Phyto- bzw. Zooplanktonaufkommen (Abb. 9, oben).

Odertalsperre Untersuchungszeitraum 2018



**Abb. 9:** Taxonomische- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons (Frischgewicht), Größenzusammensetzung des Phytoplanktons, Secchitiefe und Werte des Cladocera-Size-Index (=CSI nach GROBE 2008) in der Odertalsperre im Jahr 2018.

### 4.2.3 Trophieklassifizierung anhand des Zooplanktons nach KARABIN

Das geringe Aufkommen an Rotatorien und cyclopoiden Copepoden spricht nach KARABIN (1985) für einen oligotrophen Zustand der Odertalsperre (Tabelle 11). Das relativ hohe Aufkommen von nach KARABIN eutraphenten Arten (Indikatorgemeinschaft II) zeigt hingegen einen mesotrophen Zustand an. Dies waren im Wesentlichen das Rotator *Filinia longiseta* sowie die Cladoceren *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum*.

**Tabelle 11:** Ergebnisse der Trophie-Einstufung nach KARABIN (1985) (Trophieklassen-Zuordnung s. Kap. 2.6).

Kriterien	Trophieklasse
betrachteter Termin	05.07.2018 und 31.07.2018
Anzahl der Rotatorien (Ind/L)	(36) nicht eutroph
Biomasseanteil (%) der Rotatorientaxa der Indikatorgemeinschaft II an der Rotatorienbiomasse	(81) mesotroph
Biomasseanteil (%) der Crustaceentaxa der Indikatorgemeinschaft II an der Crustaceenbiomasse	(33) mesotroph
Anteil (%) der Cyclopoida an der Crustaceenbiomasse	(7) oligotroph
Quotient Cyclopoida-/Cladocera-Biomasse	(0,1) oligotroph

### 4.3 Sösetalsperre

#### 4.3.1 Taxonomische Zusammensetzung und Jahresgang

Anfang April hatten sich mit *Synchaeta tremula* überwiegend kleinere Rotatorien in der Sösetalsperre entwickeln können. Die gesamte Zooplanktonbiomasse war mit 45 µg/L zu dieser Zeit noch gering. Bis Anfang Mai kamen mit den cyclopoiden Copepoden *Cyclops abyssorum* und *Thermocyclops oithonoides* (jeweils überwiegend späte Entwicklungsstadien und adulte Tiere) sich räuberisch ernärende Zooplankter auf (Abb. 10). Mit 100 µg/L blieb das gesamte Zooplanktonaufkommen jedoch weiterhin gering.

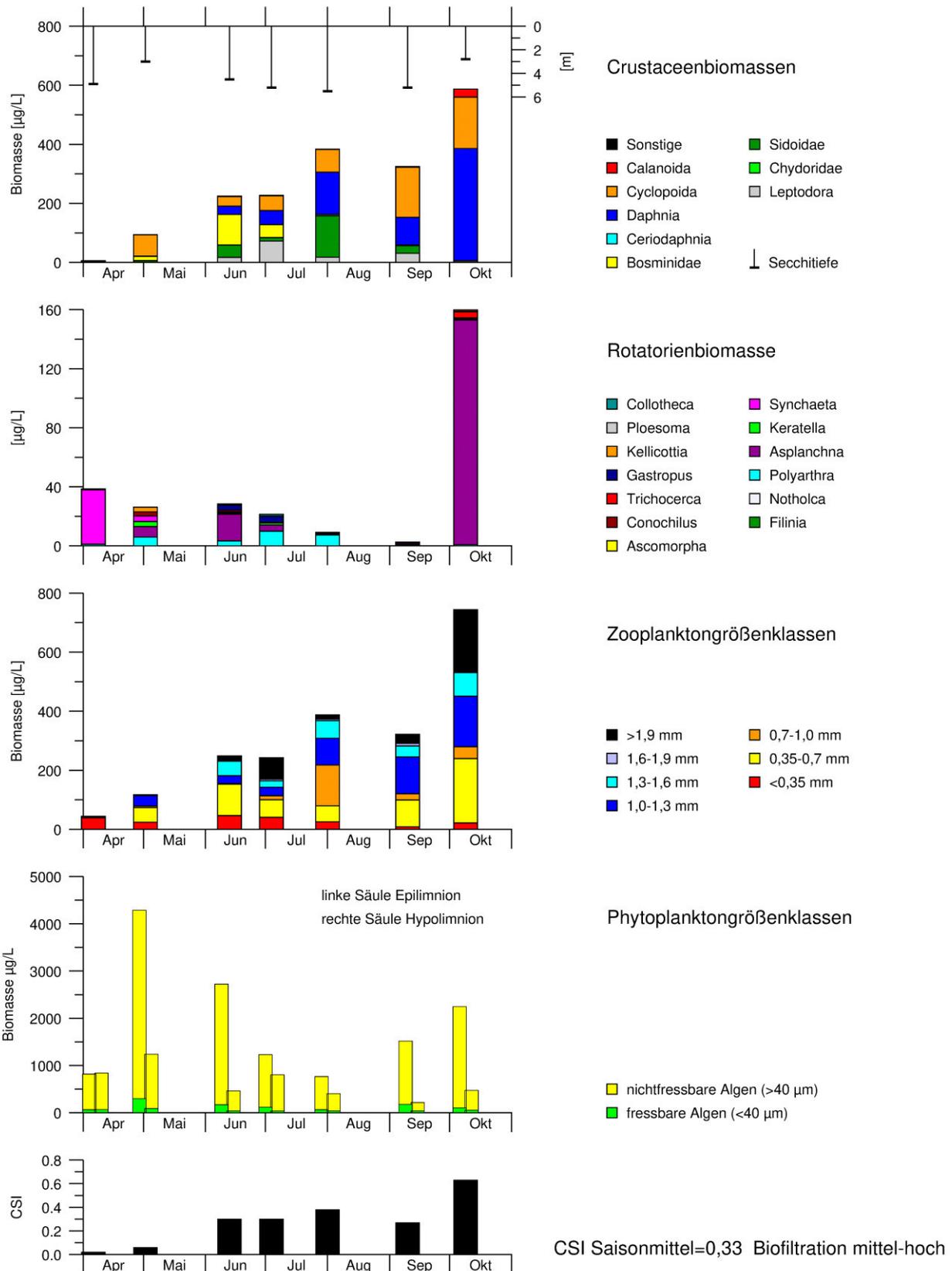
Obwohl durch die Dominanz pennater Diatomeen das Phytoplankton weitestgehend für die Zooplankter nicht zu konsumieren war, hatte sich bis Juni die Zooplanktonbiomasse verdoppelt und mit kleinen Cladoceren der Gattung *Bosmina* sowie dem von einer gallertigen Hülle umgebenen *Holopedium gibberum* (Sidoidae) war im Wesentlichen herbivores Zooplankton aufgekommen. Im Sommerplankton konnte sich dann vermehrt die Raubcladocere *Leptodora kindtii* entwickeln, wobei die Zooplanktonbiomasse zunächst nicht weiter anstieg. Anfang August bestand dann das Zooplankton aus zahlreichen großen Individuen (> 1 mm Körperlänge) verschiedener Daphnien-Arten sowie der Kleinpartikel filtrierenden Cladocere *Diaphanosoma brachyurum* (Sidoidae). Bis zum Herbst hatten sich dagegen cyclopoide Copepoden durchgesetzt, wobei wiederum *Cyclops abyssorum* und *Thermocyclops oithonoides* dominierten. Am letzten Beprobungstermin im Oktober trat ein zweites Daphnienmaximum auf, welches mit einer Biomasse von 380 µg/L deutlich höher als das erste Maximum war. Wiederrum traten überwiegend große Daphnien auf, welche sehr effizient Planktonalgen zur Nahrungsaufnahme aus dem Freiwasser heraus filtrieren können. Trotzdem nahm die Algenentwicklung im Herbst zu und die Sichttiefe ging zurück, was sich damit erklären lässt, dass das Phytoplankton weiterhin für die herbivoren Zooplankter kaum zu konsumieren war. Mit *Daphnia longispina* dominierte jedoch eine Daphnienart, welche sich überwiegend von Bakterien und Kleindetritus ernährt. Neben den Daphnien kamen weiterhin cyclopoide Copepoden (*Cyclops abyssorum*) sowie das große Rotator *Asplanchna priodonta* vermehrt auf, so dass mit einer Biomasse von 750 µg/L das Maximum der Zooplanktonentwicklung in den Oktober fiel. Ähnlich hohe Zooplanktonmaxima wurden in der Sösetalsperre nur in den Jahren 2006, 2007 und 2012 gefunden (vgl. Abb. 11 sowie RIEDMÜLLER *et al.* 2013). Weiterhin treten calanoide Copepoden (*Acanthodiptomus denticornis*) in dieser Talsperre nur ganz vereinzelt auf.

#### 4.3.2 Größenstruktur, Biofiltration und Fischfraßdruck

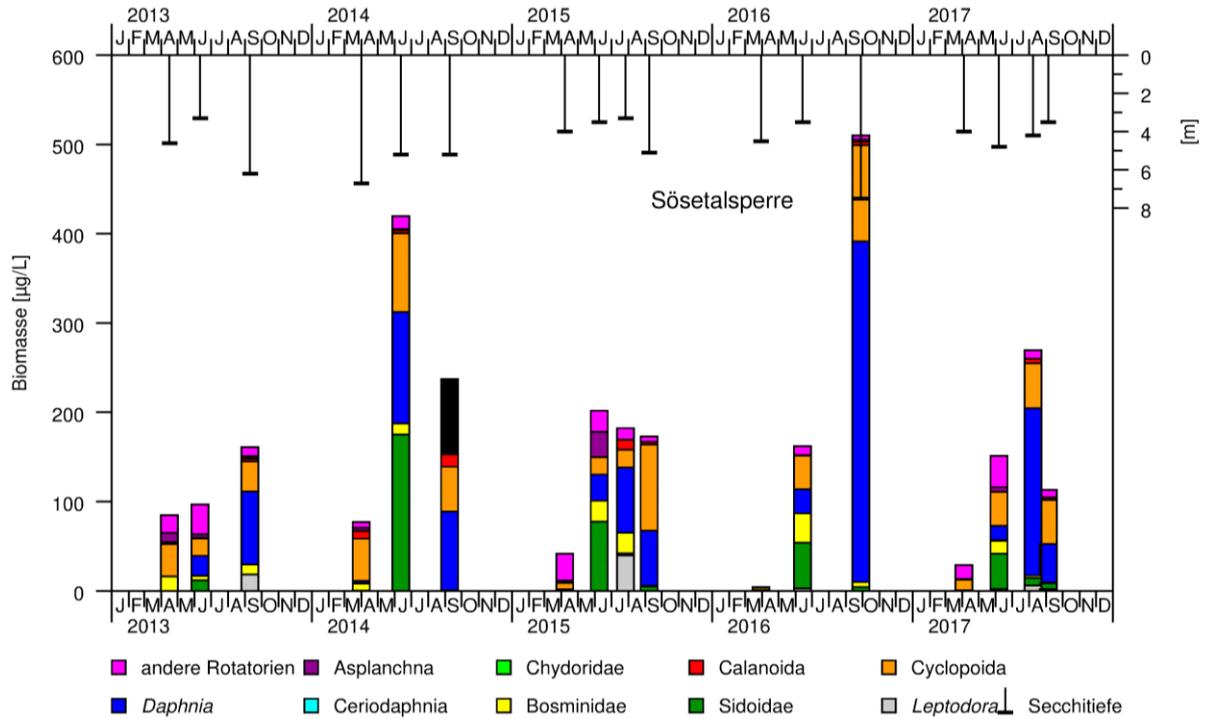
Von Juni bis Oktober war der relative Anteil großer Cladoceren an der Zooplanktonbiomasse hoch, so dass sich im Saisonmittel mit 0,33 ein hoher CSI nach GROBE (2008) errechnet (Abb. 10, unten). Dies spricht für einen ausgeglichenen Fischbestand (Verhältnis von Fried- zu Raubfischen), wodurch der von planktivoren Fischen ausgehende Fraßdruck auf das Zooplankton gering ist und eine hohe „Biofiltration“ auf das Phytoplankton zur Folge hat. Da jedoch das Phytoplankton in der Sösetalsperre im Jahr 2018 aufgrund der Dominanz pennater Diatomeen (*Asterionella formosa*, *Tabellaria flocculosa*) für das herbivore Zooplankton kaum zu konsumieren war, blieben mögliche Auswirkungen auf die Algen- und Sichttiefenentwicklung (Klarwasserstadien) aus (Abb. 10, oben).

Auch im Herbst 2016 trat durch ein vermehrtes Aufkommen von *Daphnia longispina* ein spätes Maximum der Daphnienentwicklung auf, welches damals jedoch von einer hohen Sichttiefe begleitet wurde. Allerdings dominierte im Herbst 2016 mit *Gymnodinium uberrimum* eine ebenfalls nichtfressbare Alge, so dass die Zunahme der Sichttiefe vermutlich nicht daphnieninduziert war (Abb. 11).

Sösetalsperre Untersuchungsjahr 2018



**Abb. 10:** Taxonomische- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons (Frischgewicht), Größenzusammensetzung des Phytoplanktons, Secchitiefe und Werte des Cladocera-Size-Index (=CSI nach GROBE 2008) in der Sösetalsperre im Jahr 2018.



**Abb. 11:** Zooplanktonbiomasse (Frischgewicht) in der Sösetalsperre in den Jahren 2013-2017.

### 4.3.3 Trophieklassifizierung anhand des Zooplanktons nach Karabin

Die Zusammensetzung des Zooplanktons (Auftreten eutraphenter Arten = Indikatorgemeinschaft II, Anteil cyclopoider Copepoden) spricht nach KARABIN (1985) für einen mesotrophen Zustand der Sösetalsperre. (Tabelle 12). Als Eutrophierungszeiger traten in den Sommermonaten *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum* auf.

**Tabelle 12:** Ergebnisse der Trophie-Einstufung nach KARABIN (1985) (Trophieklassen-Zuordnung s. Kap. 2.6).

Kriterien	Trophieklasse
betrachtete Termine	04.07.2017 und 01.08.2017
Anzahl der Rotatorien (Ind/L)	(123) nicht eutroph
Biomasseanteil (%) der Rotatorientaxa der Indikatorgemeinschaft II an der Rotatorienbiomasse	(1) oligotroph
Biomasseanteil (%) der Crustaceentaxa der Indikatorgemeinschaft II an der Crustaceenbiomasse	(37) mesotroph
Anteil (%) der Cyclopoida an der Crustaceenbiomasse	(24) mesotroph
Quotient Cyclopoida-/Cladocera-Biomasse	(0,3) mesotroph

## 5 Ermittlung des Trophiestatus und Bewertung anhand des Phytoplanktons

### 5.1 Trophieklassifizierung mit dem Trophieindex nach LAWA und anhand der Phytoplanktonbiomassen

Die Trophieklassifikation anhand der Parameter Chlorophyll a (Chl a), Sichttiefe (ST) und Gesamtphosphor (GesP) erfolgt mit dem Trophie-Index nach LAWA (TI) (2014). Gemäß Verfahren werden die Saisonmittelwerte von April bis Oktober verwendet. Des Weiteren stehen für den GesP-Zirkulationswert (GesPZ) ebenfalls Klassifikationsmöglichkeiten zur Verfügung. In geschichteten Seen wird die Beprobung der Frühjahrsvollzirkulation empfohlen, falls dies nicht gelingt, kann alternativ ein Wert während Herbstzirkulation verwendet werden. Die LAWA-Trophieklassifikation hält für sechs zu differenzierende Seegruppen Klassifikationsformeln bereit (s. auch RIEDMÜLLER *et al.* 2013a). Alle drei Talsperren gehören zu der Seegruppe "geschichtete Talsperren" (aller Ökoregionen) (→ Seegruppenkürzel im Verfahren "geschTS"). Des Weiteren kam der auf Indikatorarten basierende PTSI gemäß Verfahrensstand RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) sowie der Trophieindex auf Basis des Phytoplankton-Biovolumens (Saisonmittelwert) ebenfalls nach LAWA (2014) zur Trophie-Einstufung zum Einsatz (s. Tabelle 13).

In allen drei Talsperren wurden am Apriltermin die Zirkulationsphasen erfasst, da die Sperren erst kurz zuvor eisfrei geworden waren (Mehling 2019).

**Tabelle 13:** Trophieklassifikation mit dem Trophieindex nach LAWA und allen Teilindices sowie mit dem Phytoplanktonbiovolumen-Index (PP-BV-Index) (LAWA 2014) und dem PTSI für die drei Talsperren im Jahr 2018. Seegruppe: geschichtete Talsperren, *geschTS*. Trophieklassen nach Tabelle 5.

Gewässer	Jahr	Saisonmittelwerte bzw. Zirkulationswert (GesPZ)				Trophie-Indices und Gesamt-Trophie-Index (TI)					PP-BV-Index	PTSI	Anzahl Indik.-Taxa*
		Chl a [µg/L]	ST [m]	GesP [µg/L]	GesPZ [µg/L]	Chl a	ST	GesP	GesPZ	TI			
Ecker talsperre	2018	1,1	3,8	7,0	6,0	0,6	1,8	1,1	1,1	1,1	0,9	(1,51)	2,3
Oder talsperre	2018	1,9	3,0	5,3	2,0	1,1	2,2	0,8	0,1	1,0	2,0	1,6	5,1
Söse talsperre	2018	2,5	4,4	4,6	2,0	1,3	1,6	0,7	0,1	1,0	2,3	1,4	7,3

Chl a = Chlorophyll a, ST = Sichttiefe, GesP = Gesamtphosphor, Anzahl Indik.-Taxa = Jahresmittelwert der Indikatorarttaxazahl pro Probe, Mindestanzahl für eine sichere Bewertung mit dem PTSI ist 4,0.

Die Trophieklassifikation nach LAWA ergibt für alle Talsperren den oligotrophen Status (s. Tabelle 13). Die Sichttiefenindices klassifizieren in allen Gewässern am schlechtesten und geben Hinweise auf die Huminstofffärbung (s. SAK<sub>254nm</sub>-Werte in Tabelle 1).

In der Odertalsperre wurden die höchsten Biomassen erreicht, dann folgen die Söse- und die Eckertalsperre. Die Phytoplanktonbiovolumina liegen in Oder- und Sösetalsperre sogar im mesotrophen Bereich, was in beiden Sperren im Wesentlichen auf die Biomassenentwicklung der pennaten Kieselalgen *Asterionella formosa* und *Tabellaria flocculosa* zurückgeht.

## 5.2 Bewertung anhand des Phytoplanktons mit dem Phyto-See-Index

Zur Bewertung kam der Phyto-See-Index (PSI) für Mittelgebirgsseen gemäß Verfahrensstand RIEDMÜLLER & HOEHN (2011) in der aktuellen PhytoSee-Version 7.0 mit Stand Dezember 2017 von MISCHKE *et al.* (2017a) zur Anwendung.

Bei den drei Talsperren entspricht die ökologische Zustandsbewertung dem ökologischen Potenzial.

**Hierzu Begründung:** Hinsichtlich der Freiwasserkomponente Phytoplankton in Seen könnten nur Trophie-relevante Stauspiegelschwankungen eine mildere Potenzialbewertung auslösen (s. LAWA EXPERTENKREIS SEEN 2017). Diese wurde mit den Seepiegel- und Trophiedaten nach dem von der LAWA bzw. von RIEDMÜLLER *et al.* (2015) entwickelten Prozedere geprüft. Alle drei Sperren erfuhren im sehr trockenen Jahr 2018 im bewertungsrelevanten Zeitraum von Anfang April bis Ende Oktober Stauspiegelabsenkungen von rund 12 m in der Ecker-, 16 m in der Oder- und 13 m in der Sösetalsperre. Da die Sperren mit 52 bis 57 m sehr tief sind (s. Tabelle 1), betragen die Prozentanteile an der Maximaltiefe zwischen 21 und 28%. Im "Entscheidungsbaum zur Fallgruppenbildung für die Potenzialbewertung von Talsperren mit Pegelschwankungen" wird für alle drei Talsperren die Fallgruppe 1 → "Talsperren im sehr guten und "stabil" guten ökologischen Zustand/Potenzial gemäß PSI" ermittelt. Sie besaßen im Jahr 2018 zwar "signifikante" Pegelabsenkungen, diese führten jedoch nicht zu einem Gütedefizit. Es gilt: ökologischer Zustand = ökologisches Potenzial.

**Tabelle 14:** Bewertung des ökologischen Potenzials der drei Talsperren als Phytoplankton-Seetyp 9 im Jahr 2018 anhand von Phytoplanktonbefunden und Trophiekenngößen mit dem EG-WRRL-konformen PSI-Verfahren in der Version 7.0 (MISCHKE *et al.* 2017a).

Gewässer	Jahr	BV-Sais [mm <sup>3</sup> /L]	Chl a-Sais [µg/L]	Chl a-Max [µg/L]	GesP-Sais [µg/L]	Bewertung Einzelmetrics			Anzahl Indikatortaxa	Endergebnis PSI
						BM	AK	PTSI		
Ecker talsperre	2018	0,31	1,1	2,7	7,0	0,50	1,65	*	2,3	0,96*
Oder talsperre	2018	1,22	1,9	5,7	5,3	1,53	2,17	1,66	5,1	1,74
Söse talsperre	2018	1,94	2,5	3,4	4,6	1,67	1,56	1,24	7,3	1,48

Abkürzungen: BV = Gesamtbiovolumen, Sais = Mittelwert der Vegetationsperiode März/April bis Oktober/November, Chl a = Chlorophyll a, GesP = Gesamtphosphor, Max = Jahresmaximum, BM = Biomasse, AK = Algenklassen, PTSI = Bewertungsmetric Phytoplankton-Taxa-Seenindex, PSI = Phyto-See-Index, Zuordnung der Zustandsklassen und Farbgebung erfolgt nach Tabelle 9.

\*Ergebnisse sind nicht gesichert, da die erforderliche Indikatortaxazahl pro Probe im Jahresmittel von 4,0 nicht erreicht wurde.

### Fazit zu den PSI-Bewertungsergebnissen: (s. Tabelle 14)

Wie in den Vorjahren konnten in der Eckertalsperre auch im Jahr 2018 nicht ausreichend viele Indikatortaxa für eine gültige PSI-Bewertung gefunden werden. Die Bewertung mit "sehr gut" kann jedoch im Gesamtkontext der Werte als plausibel gelten.

Die Odertalsperre wird mit guter Konsistenz der Einzelmetrics mit "gut" bewertet. Die Sösetalsperre liegt aufgrund des guten Abschneidens im Artenindex PTSI gerade noch im "sehr guten" Zustand. In den beiden Talsperren führen die etwas höheren Biovolumina zum Erreichen der "guten" in Teilmetrics oder in der Gesamtbewertung.

### 5.3 Bewertung auf Basis der Hintergrund- und Orientierungswerte

Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL sowie zum Schutz der Oberflächengewässer wurde 2011 die erste Version der Oberflächengewässerverordnung ausgegeben. Diese liegt bereits in revidierter Fassung von 2016 vor (OGEWV 2016). Danach sind sowohl der chemische Zustand (§ 6) als auch der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial (§ 5) zu bewerten. Für die Beschreibung des ökologischen Zustands sind die Einstufungs-relevanten biologischen und chemischen Qualitätskomponenten (**QK**) einzusetzen. Dabei können die sogenannten "unterstützenden QK" wie die "hydro-morphologischen QK" und die "**allgemeinen physikalisch-chemischen QK**" (**ACP**) zu Rate gezogen werden. Hinsichtlich der letztgenannten QK wurden im Rahmen der Arbeit des LAWA Expertenkreises Seen von RIEDMÜLLER *et al.* (2013a/b) datenbasiert Hintergrund- und Orientierungswerte (**H&O-Werte**) für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe im Freiwasser ermittelt, welche in die revidierte OGEWV (2016) aufgenommen wurden.

**Tabelle 15:** Übergangsbereiche (Saisonmittelwerte) des "guten" ökologischen Zustands zur "sehr guten" und zur "mäßigen" Zustandsklasse für die Parameter Gesamtphosphor und Secchi-Sichttiefe bezogen auf den hier behandelten Phytoplankton-Seotyp 9. Auszug aus RIEDMÜLLER *et al.* (2013b).

Phytoplankton-Seotyp	Übergangsbereiche Gesamtphosphor im Saisonmittel ( $\mu\text{g/L}$ ) für die Klassengrenzen		Übergangsbereiche Sichttiefe im Saisonmittel (m) für die Klassengrenzen	
	sehr gut/gut	gut/mäßig	sehr gut/gut	gut/mäßig
<b>PP 9</b>	8-12	14-20	6,0-4,5	4,5-3,0

Die Hintergrundwerte sollen den trophischen Referenzzustand bzw. die "sehr gut/gut"-Grenze beschreiben, die Orientierungswerte den Übergang vom "guten" zum "mäßigen" ökologischen Zustand. Die H&O-Werte wurden seetypspezifisch abgeleitet und enthalten entsprechend der natürlichen Schwankungsbreite von Parametern keine exakten Grenzwerte sondern Übergangsbereiche der ökologischen Zustandsklassen.

**Tabelle 16:** Unterstützende Bewertung der drei Talsperren anhand der Hintergrund- und Orientierungswerte (ACP) für die trophischen Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe (Secchi) (RIEDMÜLLER *et al.* 2013b) auf Basis des Jahrgangs 2018. GesP = Gesamtphosphor.

Gewässer	PP-Seotyp	GesP Saisonmittel [ $\mu\text{g/L}$ ]	Ökologische Zustandsklasse gemäß GesP	Sichttiefe Saisonmittel [m]	Ökologische Zustandsklasse gemäß Sichttiefe
<b>Eckertalsperre</b>	<b>PP 9</b>	7,0	sehr gut	3,8	Übergangsbereich gut/mäßig
<b>Odertalsperre</b>	<b>PP 9</b>	5,3	sehr gut	3,0	Übergangsbereich gut/mäßig
<b>Sösetalsperre</b>	<b>PP 9</b>	4,6	sehr gut	4,4	Übergangsbereich gut/mäßig

Die Gesamtphosphorkonzentrationen liegen in allen drei Gewässern im "sehr guten" Bereich (s. Tabelle 16). Die gemessenen Sichttiefen ergeben durchweg eine schlechtere Bewertung mit "Übergangsbereich zwischen gut und mäßig". Die Diskrepanz der Bewertung zwischen den Bewertungsparametern kann mit der Huminstofffärbung (s. Tabelle 13, s. Kap. 5.2) begründet werden. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit der PSI-Bewertung.

## 6 Anwendung der PhytoLoss-Indices auf die Zoo- und Phytoplankton-Befunde

### 6.1 Einführung, Methoden und Grundlagen der Auswertung

Auf die Phyto- und Zooplanktonergebnisse können die **PhytoLoss-Indices** nach DENEKE *et al.* (2015) angewendet werden. Die PhytoLoss-Indices wurden mit dem Auswertetool PhytoLoss 3.0 (DENEKE *et al.* 2018, Stand 30.11.2018) berechnet.

Die Entwicklung des PSI-Bewertungsverfahrens mit Phytoplankton beruht auf Befunden, denen die Effekte des Fraßes durch (Meta-)Zooplankton bereits innewohnen. Das Modul PhytoLoss wurde mit dem Ziel entwickelt, vor allem größere Abweichungen in der Phytoplanktonentwicklung und Artenselektion ggf. mit Nahrungsketteneffekten besser erklären zu können. Die folgenden Beschreibungen lehnen sich an die Bearbeitung von DENEKE *et al.* (2015) an.

Die möglichen Effekte der Zooplanktonaktivität auf die Phytoplanktonbewertung können folgendermaßen beschrieben werden:

- zeitweise z. B. während des Klarwasserstadiums im Frühsommer oder ganzjährige Dezimierung der Phytoplanktonmenge, insbesondere der fressbaren Fraktion
- Veränderung der relativen Häufigkeiten im Artenspektrum des Phytoplanktons durch Förderung von nicht fressbaren Algentaxa wie fädige Formen oder koloniebildende Arten, was in Einzelfällen aufgrund der veränderten Konkurrenzsituation sogar zu einer Erhöhung des Algenwachstums und im Extremfall zu einer Massenentwicklung führen kann. Dies kann insbesondere in eu- bis hypertrophen Seen auftreten

Auf Basis einer **Interaktionsmatrix zwischen Phytoplankton- und Zooplanktongilden** (11 Zooplankton- und 12 Phytoplanktongilden) wird anhand von **Futterqualitätsfaktoren** für jeden Untersuchungstermin die Fressbarkeit des vorhandenen Phytoplanktons für die aktuell vorhandene Zooplanktongesellschaft ermittelt. Beim Zooplankton gehen lediglich die herbivoren Gilden ein, Raub-cladoceren und Mysidae bleiben unberücksichtigt.

Der mit den jeweiligen Gildenbiomassen (Zoo- versus Phytoplankton) gebildete und gewichtete Mittelwert der Fressbarkeit wird als **Futterqualitätsindex (FQI)** bezeichnet, welcher für die "aktuelle" Zusammensetzung des Zooplanktons den relativen Anteil der fressbaren Phytoplankter an der gesamten Phytoplanktonbiomasse beschreibt. Als weitere Kenngröße zur Beschreibung der möglichen Wechselwirkung wird das "klassische" **Z/P-Verhältnis (%)** (Zooplanktonbiomasse (Z)/Phytoplanktonbiomasse (P) \*100) errechnet.

Als eine die momentane Fressbarkeit berücksichtigende Kenngröße wird darüber hinaus der **MGI (= Metazooplankton-Grazing-Index auf die fressbare Algenfraktion)** berechnet, welcher das Grazing-Potenzial beschreibt. Der MGI, welcher im Auswerteprogramm einerseits für das gesamte Zooplankton und andererseits speziell für einzelne Fraßgilden wie für Cladoceren, calanoide Copepoden und Rotatorien errechnet wird, besitzt die Einheit Prozent und beschreibt das Verhältnis zwischen der Zooplanktonbiomasse (gesamt bzw. einzelner Gilden) mit deren speziellen Grazingraten und der von ihm fressbaren Phytoplanktongilden gemäß der aktuellen Zusammensetzung. Der Index kann Werte größer 100% annehmen, da das Zooplankton in Bezug zur fressbaren Phytoplanktonfraktion überrepräsentiert sein kann (z.B. während eines Klarwasserstadiums) bzw. den täglichen Zuwachs konsumiert. In den Ergebnisabbildungen werden anhand des MGI Phytoplankton-Verlustraten angegeben, welche als **potenzielle Verlustraten** verstanden werden, da sie aufgrund diverser Störfaktoren oftmals nicht mit realen Verlustraten übereinstimmen. Die Interpretation aller Grazing-Indices erfolgt gemäß Tabelle 17 in **Grazing-Effektstärke-Klassen (GES)** von 1-7 von "gering" bis "sehr stark". Im Auswerteprogramm wird eine über alle Gilden zusammenfassende GES angegeben, welche für jeden Termin den Maximalwert aller Grazing-Indices ausliest. Die in den Ergebnistabellen

angegebene GES bezieht sich auf einen synoptisch ermittelten Grazingeffekt und nicht nur auf den MGI für das gesamte Zooplankton.

**Tabelle 17:** Klassifizierungsschema der Grazing-Indices (MGI) mit Hilfe von Grazing-Effektstärke-Klassen (GES) zur Beschreibung des Zooplanktonfraßdrucks auf das fressbare Phytoplankton nach DENEKE *et al.* (2018).

Grazing-Indices: Z/P, MGI und CGI (%/Tag)	Grazing-Effektstärke-Klasse GES "Biofiltration durch Zooplankton"	Grazing-Effektstärke GES Ausprägung
≤ 20%/d	1	gering
21 bis ≤ 40%/d	2	gering
41 bis ≤ 80%/d	3	schwach
81 bis ≤ 160%/d	4	mittel
161 bis ≤ 320%/d	5	stark
321 bis ≤ 640%/d	6	sehr stark
> 640%/d	7	sehr stark

Cladoceren sind sehr effektive Planktonfiltrierer und gleichzeitig leichte Beute für planktivore Fische. Größere Individuen und Arten haben höhere Filtrationsraten, werden aber auch leichter durch Fische gefressen. Aus diesem Grund kann die im Mittel erreichte **Cladoceren-Masse (MCM)** als "Größenindex" und Maß für den durch planktivore Fische ausgeübten Fraßdruck verwendet werden (s. Tabelle 18). Die MCM wird ab der Phyto-Loss-Version 3.0 als "Fisch-Prädations-Index" (**FPI**) bezeichnet. Zur Klassifizierung des FPI werden die Trockenmassewerte (**µg TM**) herangezogen (gelb markiert in Tabelle 9). Die Raubcladoceren werden in der MCM nicht verrechnet.

Der Anteil der Raubcladoceren an der Cladocerenbiomasse (% TM), wird in der unten folgenden Tabelle separat angegeben und ist Ausdruck für den Fraßdruck auf das Zooplankton durch invertebrate Räuber. Er kann in den Sommermonaten über 50% annehmen.

**Tabelle 18:** Klassifizierung zur Einschätzung des Fischfraßdrucks auf die Cladocerenbiomasse nach DENEKE *et al.* (2018). GES = Grazing-Effektstärke-Klassen, MCM = mittlere Cladoceren-Masse. TM = Trockenmasse, FPI = Fischprädationsindex.

mittlere MCM TM = FPI µg pro Tier im Mittel	Rückschluss auf den Fraßdrucks durch Fische
> 20,0	gering
10,0 bis ≤ 20,0	gering
5,0 bis ≤ 10,0	schwach
2,5 bis ≤ 5,0	mittel
1,25 bis ≤ 2,5	stark
0,6125 bis ≤ 1,25	sehr stark
≤ 0,6125	sehr stark

## 6.2 Ergebnisse der PhytoLoss-Auswertung

In Tabelle 19 und Abb. 12 sind die PhytoLoss-Indices und daraus ableitbare bzw. relevante Kenngrößen wiedergegeben, die einen Überblick über die Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton sowie zwischen Zooplankton und Fischen ermöglichen sollen.

Zur Information über die Struktur der Zooplankton-Gemeinschaft werden die Biomasse-Anteile der Cladoceren am gesamten Zooplankton (ohne Raubcladoceren und Mysidae) und der Anteil des übrigen herbivoren Zooplanktons (ggf. mit omnivoren Arten) dargestellt.

In Tabelle 20 ff. sind die Ergebnisse in Kurzform zusammengefasst. Als Grundlage der Beurteilung, ob die Phytoplankton-Biomasse derart vom Zooplankton beeinflusst wird, dass eine bewertungsrelevante Abweichung der Biomasse-Kenngrößen entsteht, werden in der Tabelle 20 einerseits der Biomasse-Index (**BM-Index** als Mittelwert aus Chlorophyll a-Index und Phytoplankton-Biovolumen-Index nach LAWA 2014) und andererseits der Gesamtphosphor-Index (GesP-Index) nach LAWA (2014) als Maß für die Nährstoffsituation mit aufgeführt (aus). In der Gegenüberstellung des BM- und des GesP-Index können Diskrepanzen deutlich werden, welche ggf. auf die Wechselwirkung mit dem Zooplankton zurückgehen und in der Gesamtschau erklärbar werden.

Der Einfluss des Zooplanktons kann für Vergleiche zwischen einzelnen Jahren nach DENEKE *et al.* (2015) am besten mit dem Sommermittelwert des MGI beschrieben werden. Es wurde hierzu in der Tabelle 20 ff. der Sommermittelwert des MGI angegeben, wobei immer drei Termine zur Mittelwertbildung herangezogen werden.

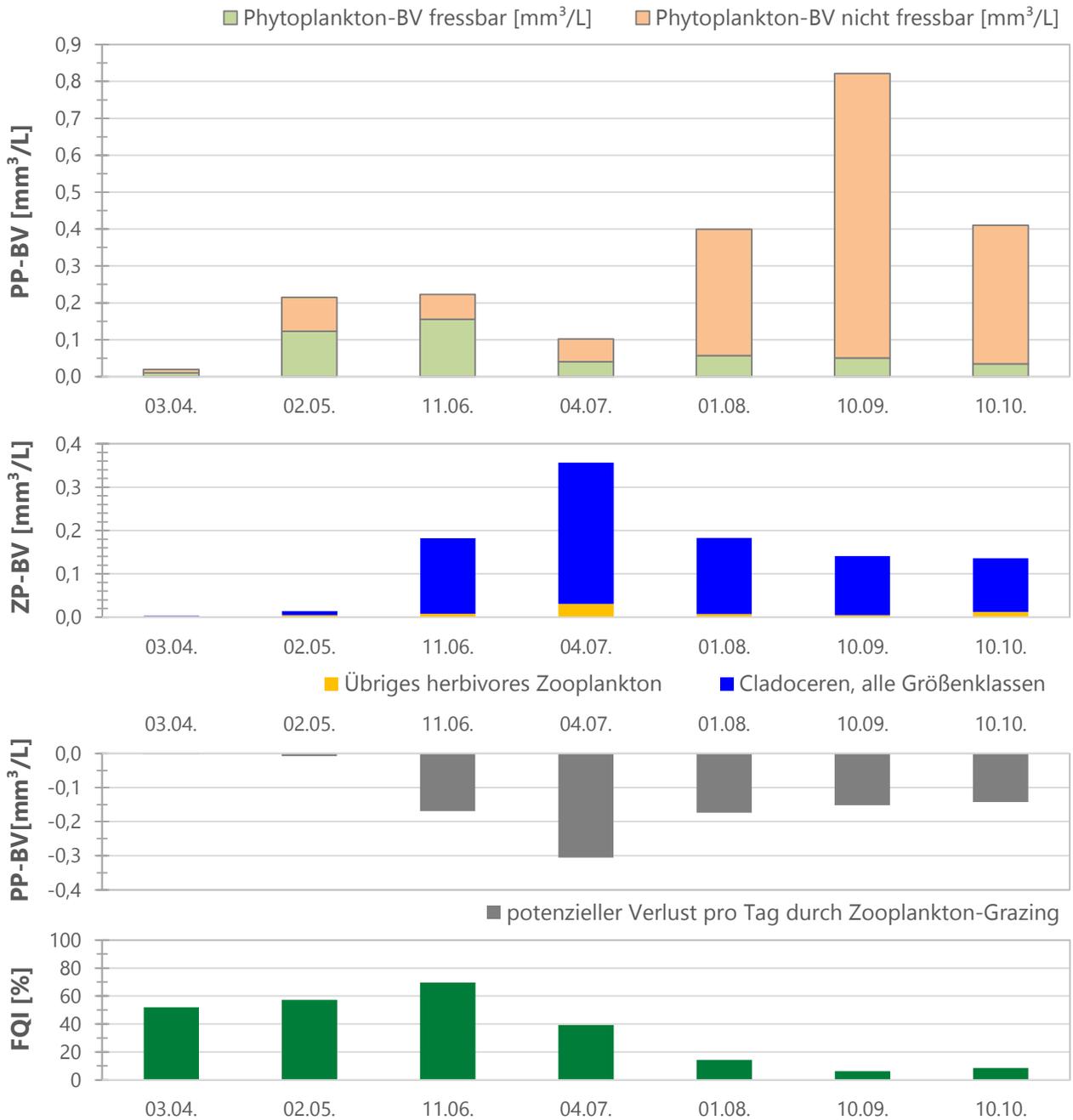
### Verwendete Abkürzungen in der Tabelle 19 und den folgenden Abbildungen und Tabellen:

PP = Phytoplankton, ZP = Zooplankton, BV = Biovolumen, FQI = Futterqualitätsindex, MGI = Metazooplankton-Grazing-Index, GES = Grazing Effektstärke-Klasse (1-7), BM = Biomasse.

**Tabelle 19:** Kenngrößen des PhytoLoss-Moduls für die Probenahmeterminale in der Ecker-, Oder- und Sösetalsperre im Jahr 2018. Datenbasis Zoo- und Phytoplanktonbefunde je Probe. herb. = herbivor, Raubcladoceren [%] = Anteil an der gesamten Cladocerenbiomasse.

Datum	PP-BV gesamt	PP-BV fressbar	Sicht- tiefe	ZP-BV herbivor	Clado- ceren (herb.)	FQI	MGI	GES durch ZP	MCM TM	Fisch- fraß- druck	Raub- clado- ceren
2018	[mm <sup>3</sup> /L]	[mm <sup>3</sup> /L]	[m]	[mm <sup>3</sup> /L]	[%]	[%]	[%]	(alle Gilden)	[µg]		[% TM]
<b>Eckertalsperre</b>											
03.04.	0,02	0,01	2,9	0,003	37	52	13	gering	2,8	mittel	0
02.05.	0,21	0,12	4,2	0,01	65	57	6	gering	1,5	stark	0
11.06.	0,22	0,16	4,1	0,18	96	70	109	mittel	2,0	stark	0
04.07.	0,10	0,04	3,9	0,36	91	39	763	sehr stark	1,2	s. stark	0
01.08.	0,40	0,06	4,9	0,18	96	14	305	stark	1,9	stark	0
10.09.	0,82	0,05	3,5	0,14	97	6	300	stark	1,6	stark	0
10.10.	0,41	0,03	2,8	0,14	91	8	409	sehr stark	1,5	stark	0
<b>Odertalsperre</b>											
05.04.	0,01	0,00	3,5	0,18	18	34	2887	sehr stark	3,1	mittel	0
03.05.	0,08	0,04	2,8	0,61	42	51	570	sehr stark	1,8	stark	0
13.06.	6,13	2,33	2,4	0,20	59	38	8	gering	4,3	mittel	0,6
05.07.	0,69	0,27	3,4	0,23	55	38	48	schwach	2,6	mittel	0,3
31.07.	0,42	0,13	3,1	0,30	48	30	97	mittel	2,8	mittel	2,7
12.09.	0,67	0,16	3,0	0,27	49	24	73	schwach	3,5	mittel	0,4
09.10.	0,56	0,13	3,0	0,13	52	24	57	schwach	3,3	mittel	1,6
<b>Sösetalsperre</b>											
04.04.	0,82	0,08	4,9	0,04	6	10	55	schwach	2,0	stark	0
02.05.	4,29	1,61	3,0	0,11	17	38	4	gering	2,0	stark	0,1
12.06.	2,72	0,31	4,5	0,23	74	11	70	schwach	1,7	stark	1,5
04.07.	1,23	0,21	5,2	0,17	58	17	28	gering	2,4	stark	10,3
01.08.	0,77	0,12	5,5	0,37	77	15	206	stark	4,1	mittel	0,8
12.09.	1,52	0,44	4,2	0,29	40	29	20	gering	4,8	mittel	2,6
09.10.	2,24	0,37	3,3	0,74	52	17	119	mittel	13,0	gering	0,005

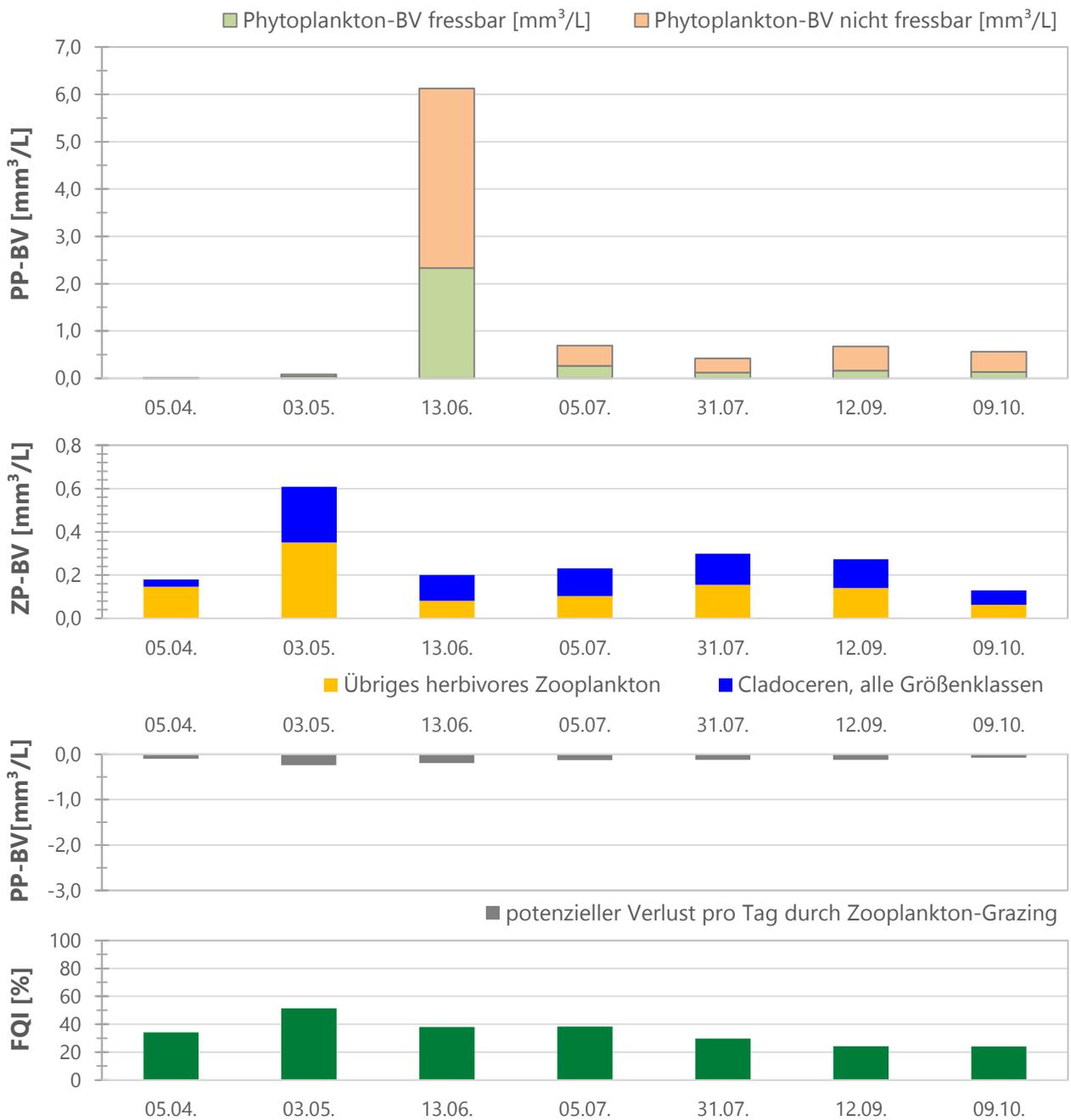
PP = Phytoplankton, ZP = Zooplankton, BV = Biovolumen in mm<sup>3</sup>/L (= mg/L). FQI = Futterqualitätsindex, MGI = Metzozooplankton-Grazing-Index, GES = Grazing Effektstärke-Klasse (1-7), s. stark = sehr stark, MCM TM = mittlere Cladoceren-Trockenmasse; Raubcladoceren [%] = Anteil an der Cladocerenbiomasse. orange unterlegt = auffällige Werte, violett unterlegt = nicht plausible Werte.



**Abb. 12:** Biomasse des Phytoplanktons (PP) in Fressbarkeitskategorien (nach FQI) sowie des herbivoren Zooplanktons (ZP), Anteil der Cladoceren (herbivor, alle Größen), FQI des PP sowie das vom ZP ausgehende tägliche Grazing-Potenzial (nach MGI) an den Terminen im Jahr 2018 in der **Eckertalsperre**.

**Tabelle 20:** Trophiestatus mit Biomasse-Index (BM-Ind), Grazing-Effektstärke (GES) des Zooplanktons (ZP) auf das Phytoplankton (PP), Vorkommen von Klarwasserstadien und dominanten Taxa sowie Einschätzung des Fraßdrucks auf das ZP durch Fische auf Basis der MCM.

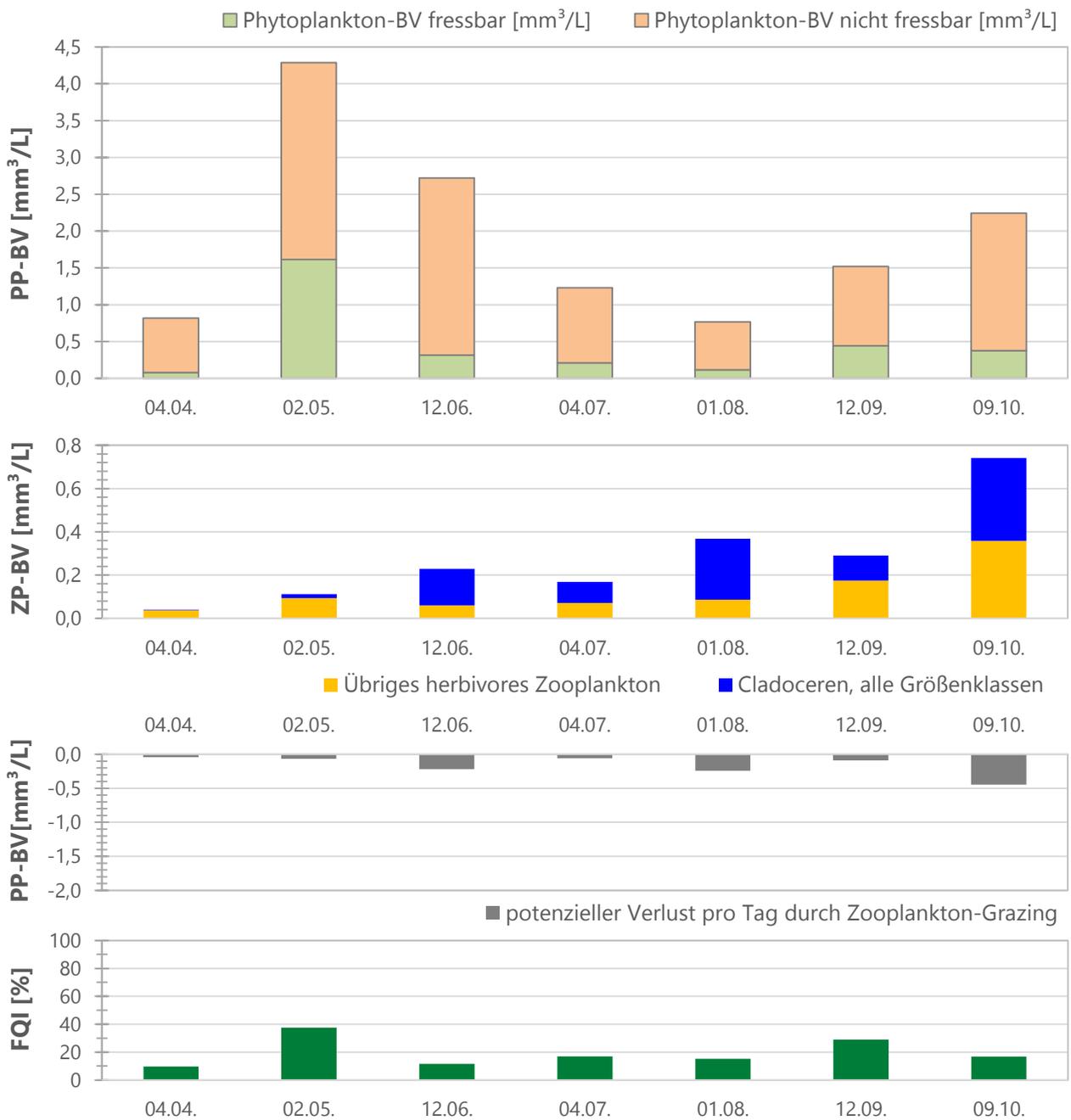
Janhgang	BM-Index	Klarwasserstadium	Einfluss des ZP auf die PP-Biomasse	Dominante Taxa (% Biomasse)	Einschätzung zum Fischfraßdruck
<b>Eckertalsperre 2018</b>	BM-Index 0,8 GesP-Index 1,1	nein	MGI Sommer: 456% GES Sommer = sehr stark	<i>Cryptomonas sp.</i> (Jun 85%) <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (Jul 74%)	(starker Fraßdruck durch Fische) CSI in dystrophen Seen nur eingeschränkt anwendbar



**Abb. 13:** Biomasse des Phytoplanktons (PP) in Fressbarkeitskategorien (nach FQI) sowie des herbivoren Zooplanktons (ZP), Anteil der Cladoceren (herbivor, alle Größen), FQI des PP sowie das vom ZP ausgehende tägliche Grazing-Potenzial (nach MGI) an den Terminen im Jahr 2018 in der **Odertalsperre**.

**Tabelle 21:** Trophiestatus mit Biomasse-Index (BM-Ind), Grazing-Effektstärke (GES) des Zooplanktons (ZP) auf das Phytoplankton (PP), Vorkommen von Klarwasserstadien und dominanten Taxa sowie Einschätzung des Fraßdrucks auf das ZP durch Fische auf Basis der MCM bzw. des CSI aus Kap. 4.2.2.

Janhgang	BM-Index	Klarwasserstadium	Einfluss des ZP auf die PP-Biomasse	Dominante Taxa (% Biomasse)	Einschätzung zum Fischfraßdruck
<b>Odertalsperre 2018</b>	BM-Index 1,5 GesP-Index 0,8	ab Anfang Juli etwas höhere Sichttiefen, kein Klarwasserstadium	MGI Sommer: 73% GES Sommer = schwach	<i>Asterionella formosa</i> (Jun 96%) <i>Bosmina sp.</i> (Mai 42%)	mittlerer Fraßdruck durch Fische



**Abb. 14:** Biomasse des Phytoplanktons (PP) in Fressbarkeitskategorien (nach FQI) sowie des herbivoren Zooplanktons (ZP), Anteil der Cladoceren (herbivor, alle Größen), FQI des PP sowie das vom ZP ausgehende tägliche Grazing-Potenzial (nach MGI) an den Terminen im Jahr 2017 in der **Sösetalsperre**.

**Tabelle 22:** Trophiestatus mit Biomasse-Index (BM-Ind), Grazing-Effektstärke (GES) des Zooplanktons (ZP) auf das Phytoplankton (PP), Vorkommen von Klarwasserstadien und dominanten Taxa sowie Einschätzung des Fraßdrucks auf das ZP durch Fische auf Basis der MCM bzw. des CSI aus Kap. 4.3.2.

Janhgang	BM-Index	Klarwasserstadium	Einfluss des ZP auf die PP-Biomasse	Dominante Taxa (% Biomasse)	Einschätzung zum Fischfraßdruck
<b>Sösetalsperre 2018</b>	BM-Index 1,8 GesP-Index 0,7	Jul/Aug höhere Sichttiefen, kein "echtes" Klarwasserstadium	MGI Sommer: 85% GES Sommer = mittel	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Sep/Okt 55/83%) <i>Daphnia longispina/hyalina</i> (Okt 51%)	mittlerer Fraßdruck durch Fische

### 6.3 Fazit aus der Anwendung der PhytoLoss-Indices, Rückschlüsse auf den Fischbestand und die Phytoplanktonbewertung

Aus der Zusammenstellung in der Tabelle 19 bis Tabelle 22 und Abb. 12 bis Abb. 14 werden für die aktuellen Untersuchungsjahrgänge der Talsperren die im Folgenden beschriebenen Aspekte deutlich:

#### Eckertalsperre

- Das Zooplankton-Biovolumen lag mit im Saisonmittel  $0,17 \text{ mm}^3/\text{L}$  (ohne Apriltermin, da kurz nach Eisaufgang) im sehr geringen Bereich und zeigt oligotrophe Bedingungen an.
- Der MGI blieb bis Anfang Mai mit Werten unter 20% klein. Das Phytoplankton wurde bis dahin nicht maßgeblich durch Fraß beeinflusst. Mitte Juni stieg der Grazing-Index auf über 100% und im Juli dann auf über 700% an und erreichte dort sein Maximum. Bis in den Oktober blieb der Fraßdruck mit Werten zwischen 300 und 400% auf das Phytoplankton immer noch stark. Im Zooplankton herrschten viele kleine Daphnien wie z.B. verschiedenen *Bosmina*-Arten und *Ceriodaphnia* vor, deren MCM eigentlich für einen hohen Fraßdruck durch planktivore Fische sprechen würde. Die großen Daphnien können sich jedoch in dystrophen, sauren Seen nicht gut entwickeln und fallen deshalb aus. Auch spricht das Aufkommen der großen, von einer Gallerthülle umgebenen Cladocere *Holopedium gibberum* nicht für einen allzu hohen Fischfraßdruck, da diese für Fische eine gut sichtbare, leichte Beute ist.
- Die Futterqualität des Phytoplanktons war in der ersten Jahreshälfte mit dem Jahresmaximum von 70% Mitte Juni recht gut und ermöglichte wahrscheinlich das Cladocerenmaximum Anfang Juli. Ab August war die Futterqualität dann mit Werten deutlich unter 20% sehr schlecht. Es dominierte der nicht oder kaum fressbare *Gymnodinium uberrimum* mit 82-91% der Biomasse.
- Die Sichttiefen sind in der Eckertalsperre durch die Huminstoffgehalte geprägt und zeigen keinen Zusammenhang mit dem Planktongeschehen.
- Raubcladoceren wurden im Jahr 2018 nicht nachgewiesen.

**Fazit zur Bewertungsrelevanz:** Aus den PhytoLoss-Indices kann abgeleitet werden, dass von Anfang Juli bis zum Ende der Untersuchungsphase im Oktober der Grazeffekt zumindest auf das fressbare Phytoplankton "stark" war. Allerdings wurde im Hochsommer und Herbst der größte Teil der Biomasse durch nicht oder schlecht fressbare Dinophyceen gebildet, die Futterqualität war entsprechend schlecht und der diesbezügliche Fraßeffect muss zu dieser Zeit eher als gering angesehen werden. Es wird vermutet, dass das Aufkommen des schlecht fressbaren *Gymnodinium uberrimum* größtenteils nicht auf einem negativen Grazing-Effekt beruht, sondern v.a. auf dessen Mixotrophie beruht. Mixotrophe Arten entwickeln v.a. bei Nährstoffarmut eine gute Konkurrenzkraft.

Der Einfluss des Zooplanktons auf die Phytoplanktonbiomasse war zeitweise hoch und der BM-Metric wurde dadurch vermutlich etwas positiv beeinflusst.

## Odertalsperre

- Das Zooplankton-Biovolumen lag mit im Saisonmittel bei  $0,3 \text{ mm}^3/\text{L}$  (ohne Apriltermin) etwas höher als in der Eckertalsperre, kennzeichnet aber immer noch nährstoffarme Verhältnisse.
- Das Zooplankton-Biomassemaximum wurde Anfang Mai mit  $0,6 \text{ mm}^3/\text{L}$  nachgewiesen und bestand zu rd. 40% aus kleineren Cladocerenarten der Gattung *Bosmina*. An diesem Termin herrschte auch mit einem Grazingindex (MGI) von 570% der größte Grazingeffekt auf das fressbare Phytoplankton (Aprilwert ist ein Artefakt der sehr geringen Phytoplanktonbiomasse kurz nach Eisauflauf). Das Phytoplanktonmaximum war dagegen einen Probenahmetermin später Mitte Juni aufgetreten. Das Zooplankton konnte dieses Maximum weder verhindern noch konnte es seine Biomasse halten und der Grazingeffekt ging stark zurück. Das dort dominante Taxon, die pennate Kieselalge *Asterionella formosa*, ist nur sehr eingeschränkt fressbar und die prozentuale Futterqualität war nicht angestiegen.
- Das Sommermittel des Grazingeffekts wird als "schwach" eingestuft, auch weil im weiteren Verlauf des Jahres die Futterqualität durch das Auftreten weiterer nur eingeschränkt fressbarer Kieselalgen weiter zurückging und die mittlere Größe der Cladoceren weiterhin relativ klein blieb.
- Die Kenngröße MCM lässt auf einen mittleren Fraßdruck durch Fische rückschließen.
- Die Sichttiefen sind in der Odertalsperre durch die Huminstoffgehalte geprägt und zeigen nur einen geringen Zusammenhang mit dem Planktongeschehen. Eine Klarwasserphase, welche auf Zooplanktonfraß zurückgeht, wurde im Jahr 2018 nicht festgestellt.
- Der Anteil der Raubcladoceren (hier *Leptodora kindtii*) an der Gesamt-Cladoceren-Trockenmasse erreichte Ende Juli mit rd. 3% sein Maximum. Ein quantitativ bedeutsamer Fraßdruck auf das Zooplankton ist dadurch nicht zu erwarten.

**Fazit zur Bewertungsrelevanz:** Aus den PhytoLoss-Indices kann abgeleitet werden, dass der Grazingeffekt auf das Phytoplankton in der Odertalsperre im Mittel des Jahres 2018 eher unterdurchschnittlich war. Möglicherweise wirkt sich ein Einfluss von planktivoren Fische mindernd auf das Zooplankton-Grazing aus. Die Bewertung im Biomasse- und Algenklassen-Metric fällt möglicherweise deshalb etwa schlechter aus (vgl. Kap. 5.2) als dies auf Basis der Gesamtphosphorkonzentrationen zu erwarten wäre.

## Sösetalsperre

- Das Zooplankton-Biovolumen lag mit im Saisonmittel  $0,34 \text{ mm}^3/\text{L}$  etwas höher als in den übrigen hier behandelten Talsperren, kennzeichnet aber immer noch einen nährstoffarmen Status.
- Anfang wurde eine Planktonblüte erfasst, welche von dem dort gefundenen Zooplankton nicht quantitativ gefressen werden konnte. Der Grazingindex lag extrem niedrig bei 4%. Grund war die Dominanz (87%) der schlecht fressbaren pennaten Kieselalge *Asterionella formosa*. Am Augusttermin und im Oktober wurden mit MGI-Werten von 100-200% höhere Grazingraten erreicht. Der Anteil nur sehr eingeschränkt fressbarer Algen blieb u.a. mit *Gymnodinium uberrimum* und der langschaligen *Tabellaria flocculosa* jedoch weiterhin hoch.
- Das Zooplanktonmaximum trat im Oktober auf. Es dominierte v.a. *Daphnia longispina* mit größeren Individuen, was sich in der MCM deutlich niederschlägt und zumindest in dieser Phase den Einfluss durch planktivore Fische als gering vermuten lässt.
- Die Huminstofffärbung ist in der Sösetalsperre deutlich geringer und es zeichnet sich im Verlauf

der Sichttiefen eine Abhängigkeit von den Phytoplanktonbiomassen ab mit Minimalwerten zur Phytoplanktonblüte Anfang Mai und nochmals im Oktober. Die höchsten Sichttiefen traten zu Zeiten geringer Phytoplanktonbiomassen im Juli und Anfang August auf. Ein diesbezüglicher Einfluss durch das Zooplankton ist nicht sehr deutlich, kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

- Der Anteil der Raubcladoceren (hier *Leptodora kindtii*) an der Gesamt-Cladoceren-Trockenmasse ist nur Anfang Juli mit 10% etwas höher. Es ist jedoch kein quantitativ bedeutsamer Einfluss zu erwarten.

- Der Fischfraßdruck auf das Zooplankton wird unter Berücksichtigung der Größenstruktur im Zooplankton, des CSI sowie der MCM als "mittel" bis "hoch" oder "stark" eingeschätzt.

**Fazit zur Bewertungsrelevanz:** Aus den PhytoLoss-Indices kann abgeleitet werden, dass der Grazingdruck auf das Phytoplankton in der Sösetalsperre im Mittel des Jahres 2018 durchschnittlich war. Der Einfluss der planktivoren Fische mindert vermutlich das Zooplankton-Grazing. In der Bewertung fällt lediglich im Biomasse- und Algenklassen-Metric eine im Verhältnis etwas schlechtere Bewertung auf (vgl. Kap. 5.2).

## 7 Zusammenfassung

Im Rahmen des Gewässermonitorings für die EG-WRRL (EG 2000) wurde in den Harztalsperren Ecker-, Oder- und Sösetalsperre von April bis Oktober 2018 insgesamt 7 Phyto- und Zooplanktonproben entnommen. Die Probenahmen wurden von den Harzwasserwerken durchgeführt. Die begleitenden wasserchemischen Analysen erfolgten im Zentrallabor der Harzwasserwerke (SCHNITZLER & MEHLING 2019). LBH führte im Auftrag des NLWKN die taxonomische Auswertung der Proben sowie die Beschreibung, Trophie-Einstufung (u.a. LAWA 2014) und Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der drei Talsperren durch.

Die Bewertung wurde seetypspezifisch mit der PhytoSee Version 7.0 nach MISCHKE *et al.* (2017a) durchgeführt. Die Zooplanktonbefunde werden taxonomisch und mit der PhytoLoss-Tool-Version 3.0 nach DENEKE *et al.* (2018) ausgewertet. Die unterstützende Bewertung gemäß WRRL mit den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erfolgt für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe im Freiwasser gemäß RIEDMÜLLER *et al.* (2013a/b) bzw. OGewV (2016). Alle Phytoplanktonproben wurden nach der UTERMÖHL-Technik im Umkehrmikroskop bearbeitet.

### Planktonbefunde und Jahresgang

In der relativ hoch gelegenen dystrophen **Eckertalsperre** konnten sich im Frühjahr 2018 nur geringe Algenbiomassen entwickeln, wobei chlorococcale Grünalgen (*Coelastrum microporum*) Dinophyceen (*Peridinium umbonatum*, *Gymnodinium uberrimum*) und Cryptophyceen der Gattung *Cryptomonas* dominierten. Im Sommerplankton setzte sich dann zunehmend die häufig in Gewässern mit dystrophem Charakter auftretende Dinophycee *Gymnodinium uberrimum* durch, welche bis in den Herbst höhere Biomassen entwickeln konnte. Die gesamte Algenbiomasse stieg dadurch auf maximal 800 µg/L im September an. Durch die Dominanz der relativ großen und von einer gallertigen Hülle umgebenen Dinophycee *Gymnodinium uberrimum* war das Aufkommen an geeigneten Nahrungsalgen in dieser Talsperre meist nur gering. Dementsprechend konnten herbivore Zooplankter (*Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*) mit nur sehr geringen Biomassen aufkommen. Mit etwas höheren Biomassen konnte sich hingegen die bakterivore Cladocere *Ceriodaphnia quadrangula* entwickeln, welche auch in früheren Jahren das Zooplankton der Eckertalsperre dominierte. Größere herbivore Cladoceren der Gattung *Daphnia* wurden in dieser Talsperre bisher nur ganz vereinzelt nachgewiesen, was auch auf den sauren Charakter des Gewässers zurückgehen kann. Ebenfalls nur vereinzelt treten weiterhin Copepoden (Ruderfußkrebse) auf. Da somit das Zooplankton von kleinen Cladoceren dominiert wird, errechnet sich nach GROBE (2008) ein geringer CSI (Cladoceren-Size-Index). Allerdings ist dieses Verfahren zur Beurteilung der „Biofiltration“ in dystrophen Talsperren nur bedingt anwendbar, da Daphnien sich meist nicht entwickeln können und die Sichttiefe durch eine hohe Konzentration an allochthonen Huminstoffen beeinträchtigt ist. Ein direkter Zusammenhang zwischen herbivorem Zooplankton und Entwicklung der Sichttiefe ist daher nicht herzustellen. Gegen ein übermäßig hohes Aufkommen an planktivoren Fischen, welches niedrige Werte des CSI zur Folge hat, spricht das Auftreten von *Holopedium gibberum*. Diese Cladocerenart wird aufgrund ihrer auffälligen Gallerthülle leicht von planktivoren Fischen erbeutet.

Im Frühjahr 2018 hatten sich kaum Phytoplankter in der **Odertalsperre** entwickeln können, wobei vereinzelt Cryptophyceen und volvocale Grünalgen auftraten. Erst im Juni kam es im Epilimnion zu einem sprunghaften Anstieg der Algenbiomasse bis auf 6.000 µg/L, was auf eine Massenentwicklung der pennaten Diatomee *Asterionella formosa* zurückging. Im weiteren Verlauf des Sommers lag die Algenbiomasse dann bei 600 µg/L, wobei weiterhin Diatomeen (*Asterionella formosa*, *Aulacoseira distans*, *Tabellaria flocculosa*) dominierten. Während das Phytoplankton im Frühjahr noch gut fressbar war, entwickelten sich im weiteren Jahresverlauf mit den Diatomeen kaum zu konsumierende Planktonalgen. Die höchste Zooplanktonbiomasse hatte sich dann auch mit knapp 700 µg/L Anfang

Mai entwickeln können, wobei kleine Cladoceren (*Bosmina longicornis*) und der größere calanoide Copepode *Eudiaptomus gracilis* dominierten. Zum Sommer hin kamen dann Daphnien mit geringer Biomasse auf, während im Sommer- und Herbstplankton die Kleinpartikel (Detritus, Bakterien) filternde Cladocere *Diaphanosoma brachyurum* und weiterhin *Eudiaptomus gracilis* dominierten. Obwohl größere Cladoceren (> 1 mm Körperlänge) in nur geringem Umfang aufkamen, war deren Anteil an der Crustaceenbiomasse relativ hoch, so dass der CSI im Saisonmittel für eine mittlere „Biofiltration“ spricht. Allerdings wird auch in dieser Talsperre die Sichttiefe wesentlich durch eine hohe Konzentration an Huminstoffen im Wasser bestimmt.

Die Phytoplanktonbiomassen in der **Sösetalsperre**. Bestand im Jahr 2018 im Wesentlichen aus den pennaten Diatomeen *Asterionella formosa* und *Tabellaria flocculosa*. Im Sommerplankton kam neben diesen die Dinophycee *Gymnodinium uberrimum* mit geringer Biomasse auf. Dabei traten die Maxima der Algenentwicklung mit 4.000 µg/L im Frühjahr und mit 2.400 µg/L im Herbst auf. Das Aufkommen an Zooplankton war entsprechend dem geringen Angebot an geeigneten Phytoplanktern bis Anfang Juli gering. Neben cyclopoiden Copepoden kamen im Juni kleine Cladoceren der Gattung *Bosmina* und Anfang Juli die Raubcladocere *Leptodora kindtii* mit geringen Biomassen auf. Im Hochsommer konnten sich dann neben der detritivoren Cladocere *Diaphanosoma brachyurum* auch Daphnien vermehrt entwickeln. Das Maximum der Daphnienentwicklung trat mit einer Biomasse von 380 µg/L jedoch im Oktober auf, wobei die bakterivore Art *Daphnia longispina* dominierte. Obwohl der CSI nach GROBE (2008) im Saisonmittel im Grenzbereich zwischen „mittel“ und „hoch“ liegt, lässt sich keine Auswirkung auf das Phytoplanktonaufkommen bzw. die Sichttiefenentwicklung erkennen.

#### Trophieklassifikation und die Bewertung gemäß EG-WRRL

Die Ergebnisse der Trophieklassifikation sowie der Bewertung gemäß EG-WRRL (aus Kap. 5.1 bis 5.3) mit den verschiedenen Methoden sind in der Tabelle 23 zusammengefasst.

**Tabelle 23:** Überblick der Ergebnisse der Trophieklassifikation auf Basis verschiedener Methoden und der Bewertung gemäß EG-WRRL für die drei Talsperren im Untersuchungsjahr 2018.

Kriterium	Eckertalsperre	Odertalsperre	Sösetalsperre
<b>Trophieklassifikation</b>			
Rotatorienplankton	oligotroph/nicht eutroph	mesotroph/nicht eutroph	oligotroph/nicht eutroph
Crustaceenplankton	oligotroph	mesotroph	mesotroph
Cyclopoidenplankton	oligotroph/oligotroph	oligotroph/oligotroph	mesotroph/mesotroph
Trophieindex nach LAWA (2014)	oligotroph	oligotroph	oligotroph
Phytoplankton-Gesamtbiovolumen-Index	oligotroph	mesotroph 1/2	mesotroph 2
PTSI-Klassifizierung	nicht gesichert	mesotroph 1	oligotroph
<b>Potenzial-Bewertung gemäß EG-WRRL</b>			
Phytoplankton-See-Index (PSI)	sehr gut*	gut	sehr gut
H&O-Werte Gesamtphosphor	sehr gut	sehr gut	sehr gut
H&O-Werte Sichttiefe	Übergangsbereich gut/mäßig	Übergangsbereich gut/mäßig	Übergangsbereich gut/mäßig

\*Ergebnisse sind nicht gesichert, da die erforderliche Indikatorzahl pro Probe im Jahresmittel von 4,0 nicht erreicht wurde.

Die Trophieklassifikation mit verschiedenen Methoden zeigt ein relativ konsistentes Ergebnis (s. Tabelle 23). Zusammenfassend ist die Eckertalsperre oligotroph, die Oder- und Sösetalsperre im Übergangsbereich von oligo- zu mesotroph 1.

In der PSI-Bewertung schneidet die Eckertalsperre "sehr gut" ab. Die Bewertung ist aufgrund des Fehlens des Artenmetrics PTSI nicht gesichert, kann jedoch im Gesamtkontext der Werte als plausibel gelten.

Aufgrund der in Oder- und Sösetalsperre etwas erhöhten Phytoplanktonbiomassen sind die Bewertungen etwas schlechter: die Sösetalsperre liegt gerade noch im "sehr guten" Bereich mit Tendenz zu "gut", die Odertalsperre wird mit "gut" eingestuft.

#### *Beeinflussung der Phytoplanktonbewertung durch Zooplanktonfraß – Fazit aus dem Modul PhytoLoss*

Aus den PhytoLoss-Indices für den Jahrgang der **Eckertalsperre** kann abgeleitet werden, dass von Anfang Juli bis zum Ende der Untersuchungsphase im Oktober der Grazingeffekt zumindest auf das fressbare Phytoplankton "stark" war. Allerdings wurde im Hochsommer und Herbst der größte Teil der Biomasse durch nicht oder schlecht fressbare Dinophyceen gebildet. Die Futterqualität war entsprechend schlecht und der Fraßeffect muss zu dieser Zeit eher als gering angesehen werden. Der Einfluss des Zooplanktons auf die Phytoplanktonbiomasse war zeitweise hoch und der Bewertungsmetric "Biomasse" wurde dadurch vermutlich etwas positiv beeinflusst. Ein Einfluss durch Fischfraßdruck ist eher unwahrscheinlich.

Die PhytoLoss-Indices für die **Odertalsperre** im Jahr 2018 zeigen, dass der Grazingeffekt auf das Phytoplankton in der Odertalsperre im Mittel des Jahres 2018 eher unterdurchschnittlich war. Möglicherweise wirkt sich ein Einfluss von planktivoren Fische mindernd auf das Zooplankton-Grazing aus. Die Bewertung im Biomasse- und Algenklassen-Metric fällt möglicherweise deshalb etwas schlechter aus als dies auf Basis der Nährstoffkonzentrationen hier v.a. des Gesamtphosphors zu erwarten wäre.

Aus den PhytoLoss-Indices für den Jahrgang der **Sösetalsperre** kann abgeleitet werden, dass der Grazingdruck auf das Phytoplankton im Mittel des Jahres 2018 durchschnittlich war. Der Einfluss der planktivoren Fische mindert vermutlich das Zooplankton-Grazing. In der Bewertung fällt im Biomasse- und Algenklassen-Metric eine im Gesamtkontext etwas schlechtere Bewertung auf.

Kleine Schwankungen in den Bewertungsmetrics können mit dem Zooplanktongeschehen, möglichem Fraß durch planktivore Fische und der Fressbarkeit des Phytoplanktons in Verbindung gebracht werden. Die Ergebnisse sind in allen Fällen nachvollziehbar und plausibel.

## 8 Literatur

- AMOROS, C. (1984): Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises, 5.
- DEISINGER, G. (1984): Leitfaden zur Bestimmung der planktischen Algen der Kärntner Seen und ihrer Biomasse. Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt.
- DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren. Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seebewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Ausführliche Verfahrensvorschrift. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. Stand März 2015, Version 2.0. 130 S.
- DENEKE, R., MAIER, G., MISCHKE, U. (2016): PhytoLoss-Datenbank. Version 2.0 vom 12.04.2016. Access-Auswertetool.
- EG (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- 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 15204 (2006) Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik), DIN, Beuth-Verlag, Berlin, Dezember 2006. 46 S.
- ETTL, G., GÄRTNER, G., GERLOFF, J., HEYNIG, H., MOLLENHAUER, D., BÜDEL, B., GÄRTNER G., KRINITZ L., SCHAGERL, M. (Hrsg.), (1978-2013): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Bde. 1-24, Fischer, Jena, Stuttgart & Elsevier, Heidelberg.
- FLÖBNER, D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Leiden, 428 S.
- GROBE, N. (2008): Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren – vorläufiger Endbericht. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V.: 120 S.
- HOEHN, E., KETELAARS, H.A.M., EWIG, B. (Red.) (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT Technische Informationen Nr. 7, Oldenbourg, 151 S.
- HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., TWORECK, A. (2007): Trophieklassifizierung und Bewertung der Harztalsperren Innerste, Oker und Oder auf Basis der Biokomponente Phytoplankton. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. 29 S.
- HOFMANN, G., WERUM M., LANGE-BERTALOT, H. (2011): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsfloren 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.
- HUEY, K. (2011): Invasion of a littoral cladoceran *Sida crystallina* into the pelagic zone of Christine Lake, NH and its potential impact on the phytoplankton community. *UNH Center for Freshwater Research* **13**:10-17.
- KARABIN, A. (1985): Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake Eutrophication I. Structural and Quantitative Features. *Ekologia Polska* **33**: 567-616.
- 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. & ULRICH, S. (2014) Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* **78**: 1–73.
- LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 neue Taxa. *Bibliotheca Diatomologica* **27**: 1-454.

- 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. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool.
- LAWA-EXPERTENKREIS SEEN (2017): Bewertung des ökologischen Potenzials - Seen. RaKon VI. Fortschreibung des Produktdatenblatts 2.6.1. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AO), Ständiger Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Stand 26.10.2017.
- 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.
- LUBW (2013): Projekt Zooplankton –Länge, Volumen, Masse -. Bericht des Instituts für Seenforschung. Hrsg. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden Württemberg, 37 S.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km<sup>2</sup> zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & Deneke, R. (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der [EU](#)- Wasserrahmenrichtlinie. *Aktuelle Reihe* BTU Cottbus, Sonderband: 15-24.
- MEHLING, A. (2019): Ergebnisse der Untersuchung von Talsperren nach EU-WRRL in 2018. Kurzbericht zu Ecker, Oder und Sösetalsperre. Entwurf Stand 30.5.2019.
- MISCHKE, U., BÖHMER, J., RIEDMÜLLER, U. (2017a): Auswertungsprogramm PhytoSee Version 7.0 zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) für die ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen in Deutschland gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand 15.12.2017.
- MISCHKE, U., KUSBER W.-H. & RIEDMÜLLER, U. (2008a): Auszüge aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons mit einem Vorschlag zur verfahrensspezifischen Mindestbestimmungstiefe für die Bewertung von natürlichen Seen der Ökoregionen Alpen und norddeutsches Tiefland. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 10, *Aktuelle Reihe* 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 203-263.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008b): Praxistest zur Bewertung von in Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWAProjekt (O 5.05). *Aktuelle Reihe* 2/2008, Gewässerreport Nr. 10: 7-116. Berlin, Freiburg, Bad Saarow. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz .
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. (2017b): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand 15. Dezember 2017. 79 S.
- MISCHKE, U. & KUSBER, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html> (Stand 25.05.2009).
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. & MISCHKE, U. (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß EU-WRRL. In: MISCHKE, U. & NIXDORF, B. (2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Gewässerreport* Nr. 10 BTU Cottbus-AR 2/2008.
- OGEWV (Oberflächengewässerverordnung) (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- PRECHT, M. & KRAFT, R. (1993): Biostatistik, 5.A. Oldenburg, München & Wien. Bd. 1 290 S, Bd.2 457 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 120 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., MISCHKE, U., DENEKE, R., MAIER, G. (2013a): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 155 S. zzgl. Anhänge.
- RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., HOEHN, E. (2013b): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013. 10 S.

- RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., POTTGIESSER, T., BÖHMER, J., DENEKE, R., RITTERBUSCH, D., STELZER, D. & HOEHN, E. (2013c): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.
- RIEDMÜLLER, U., TWORECK, A. & HOEHN, E. (2013): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons in drei Talsperren im Westharz (Niedersachsen) sowie Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Untersuchungsjahr 2012. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- RIEDMÜLLER, U., TWORECK, A. & HOEHN, E. (2015): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons der Innerstetalsperre im Westharz (Niedersachsen) sowie Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Untersuchungsjahr 2014. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., MISCHKE, U., DENEKE, R. (2015): Erweiterung der Bewertungsmöglichkeiten für Seen gemäß EG-WRRL für die Biokomponente Phytoplankton. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 8.12. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogr. "Wasser, Boden und Abfall" 2011. 55 S. zzgl. Anhänge. [http://www.gewaesserfragen.de/publikationen\\_2012.htm](http://www.gewaesserfragen.de/publikationen_2012.htm)
- ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* **43**: 34-62.
- ROTT, E. (1983): Sind die Veränderungen im Phytoplanktonbild des Piburger Sees Auswirkungen der Tiefenwasserableitung? *Arch. Hydrobiol. Suppl., (Algological Studies 34)* Band **67**: 29-80.
- SCHNITZLER, M. & MEHLING, A. (2019): Bewertung des Talsperren-Verbundsystems Oker-, Grane- und Innerstetalsperre in 2017 nach LAWA/EU-WRRL, Harzwasserwerke GmbH - Zentrallabor, unveröff.
- SCHWOERBEL, J (1994): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. 4. neu bearbeitete Auflage. G. Fischer, Stuttgart. 368 S.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Int. Verein. für theoretische und angewandte Limnologie.* Mitteilung Nr. **9**.
- 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.
- WILLÉN, E. (1976): A simplified method of phytoplankton counting. *British 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.

9 Anhang

9.1 Zooplankton-Steckbriefe aus PhytoLoss

## PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief

**Erweiterte Sommermittelwerte** **24.06.-07.10.**

Stand: 23.November 2018 Copyright-Lizenz:

<p>Bundesland: Niedersachsen</p> <p>Gewässername: Eckertalsperre</p> <p>Gewässerart: Talsperre</p> <p>LAWA-Seen-Subtyp: 9</p> <p>Schichtungsverhalten: geschichtet</p> <p>Untersuchungsjahr: <b>2018</b></p> <p>gemittelte Monate: 3</p> <p>Sichtiefe: 4,1 m</p> <p>Chlorophyll a: 1,4 µg/l</p> <p>gemittelte Monate: 3</p>	<p><b>%-Anteile der Zoo-Gruppen am Biovol.</b></p>
---	--

Phytoplankton			Metazooplankton		
Gilden-Phyto-BV	0,441	mm3/l	Gilden-Zoo-BV	0,227	mm3/l
fressbares Phyto-BV	0,049	mm3/l	<b>Anteile der Gruppen am Biovolumen</b>		
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0,046	mm3/l	Cladocera	95	%
			Copepoda	1	%
			Rotatoria	4	%
			mittl. Artenzahl (n. MBT)	15	N

Futterqualität des Phytoplanktons für			
Metazooplankton (= FQI)	20		%
Cladocera (= FQIC)	20		%
Calanoida (o. Nauplien)	40		%
Rotatoria (= FQIR)	30		%

Grazing-Indizes			Effektklasse
Grazing-Effektstärke (= GES)	<b>6</b>		
Z/P (Gilden-BV)	4	137 %	
Z/P (Gesamt-BM n. Jeppesen)	4	127 %	
MGI	<b>6</b>	456 %	

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)		
pMGI_Cladocera	100	%
pMGI_Copepoda	0	%
pMGI_Rotatoria	0	%

IGE-Indikator (inverser Grazing-Effekt ab >= 3 ?)		Vergleich der Größen-Indizes der Cladoceren	
Klassendifferenz CGI - Z/P	2	MCM (Gilden-TM)	1,6 µg/Ind
		MCM (Gesamt-Clad-TM)	1,6 µg/Ind (n. Jeppesen)
		RaubCladoceren-Index	0 RCI in %Clad TM
		FischPrädationsIndex	<b>5</b> FPI stark
		CladoceraSizeIndex	5 CSI
		Daphnia > 1mm	67 % Daphnia-TM

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen (%)		
CGI - Cladocera	<b>6</b>	485
CalGI - Calanoida	1	0
RGI - Rotatoria	2	23

**Automatischer Kommentar**

PhytoLoss-Datenbank Version 3.0 Die allgemeine Futterqualität ist sehr gering (FQI<=20%). Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr hoch (>=70%). Hinweis auf Sonderbedingungen! Die Metazooplankton-Biomasse ist sehr niedrig (<1 mm3/l BV). Hinweis auf oligotrophe Bedingungen. Anzeichen für eine starke Nahrungslimitation (bezgl. Menge, Qualität) der Cladoceren.

# PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief

Erweiterte Sommermittelwerte

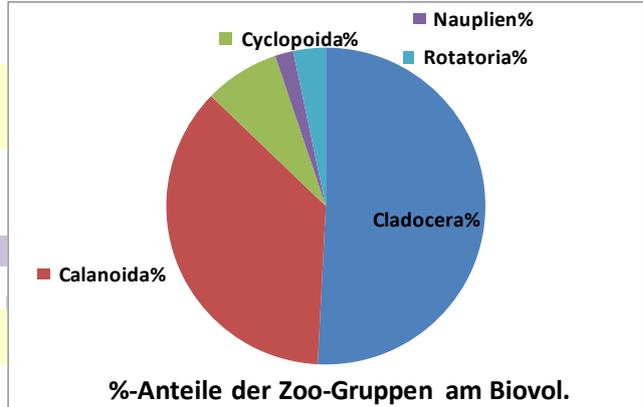
24.06.-07.10.

Stand: 23.November 2018

Copyright-Lizenz:



Bundesland	Niedersachsen	
Gewässername	Odertalsperre, Damm	
Gewässerart	Talsperre	
LAWA-Seen-Subtyp	9	
Schichtungsverhalten	geschichtet	
Untersuchungsjahr	<b>2018</b>	
gemittelte Monate	3	
Sichtiefe	3,2	m
Chlorophyll a	1,7	µg/l
gemittelte Monate	3	



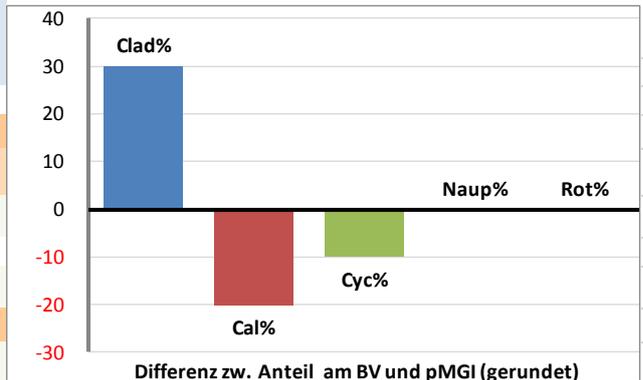
Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	0,595	mm3/l
fressbares Phyto-BV	0,184	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0,104	mm3/l

Metazooplankton		
Gilden-Zoo-BV	0,268	mm3/l

Futterqualität des Phytoplanktons für		
Metazooplankton (= FQI)	30	%
Cladocera (= FQIC)	20	%
Calanoida (o. Nauplien)	50	%
Rotatoria (= FQIR)	20	%

Anteile der Gruppen am Biovolumen		
Cladocera	51	%
Copepoda	46	%
Rotatoria	3	%
mittl. Artenzahl (n. MBT)	22	N

Grazing-Indizes	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (= GES)	<b>3</b>	
Z/P (Gilden-BV)	3	48 %
Z/P (Gesamt-BM n. Jeppesen)	2	38 %
MGI	3	73 %



Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)		
pMGI_Cladocera	79	%
pMGI_Copepoda	21	%
pMGI_Rotatoria	0	%

IGE-Indikator (inverser Grazing-Effekt ab >= 3 ?)		
Klassendifferenz CGI - Z/P	1	

### Vergleich der Größen-Indizes der Cladoceren

MCM (Gilden-TM)	2,9	µg/Ind
MCM (Gesamt-Clad-TM)	2,9	µg/Ind (n. Jeppesen)
RaubCladoceren-Index	1	RCI in %Clad TM
FischPrädationsIndex	<b>4</b>	FPI mittel
CladoceraSizeIndex	15	CSI
Daphnia > 1mm	88	% Daphnia-TM

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen (%)		
CGI - Cladocera	4	112
CalGI - Calanoida	3	41
RGI - Rotatoria	1	6

**Automatischer Kommentar** PhytoLoss-Datenbank Version 3.0 Die Metazooplankton-Biomasse ist sehr niedrig (<1 mm3/l BV). Hinweis auf oligotrophe Bedingungen. Anzeichen für eine starke Nahrungslimitation (bezgl. Menge, Qualität) der Cladoceren.

# PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief

Erweiterte Sommermittelwerte

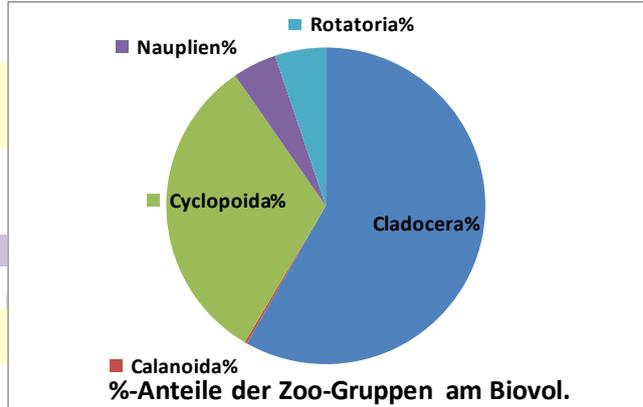
24.06.-07.10.

Stand: 23.November 2018

Copyright-Lizenz:



Bundesland	Niedersachsen	
Gewässername	Sösetalsperre	
Gewässerart	Talsperre	
LAWA-Seen-Subtyp	9	
Schichtungsverhalten	geschichtet	
Untersuchungsjahr	<b>2018</b>	
gemittelte Monate	3	
Sichtiefe	5,0	m
Chlorophyll a	2,9	µg/l
gemittelte Monate	3	

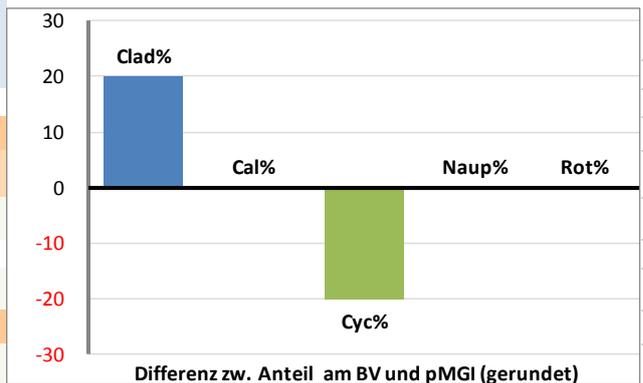


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	1,173	mm3/l
fressbares Phyto-BV	0,256	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0,154	mm3/l

Metazooplankton		
Gilden-Zoo-BV	0,276	mm3/l

Anteile der Gruppen am Biovolumen		
Cladocera	58	%
Copepoda	37	%
Rotatoria	5	%
mittl. Artenzahl (n. MBT)	23	N

Futterqualität des Phytoplanktons für Metazooplankton (= FQI)		
Metazooplankton (= FQI)	20	%
Cladocera (= FQIC)	10	%
Calanoida (o. Nauplien)	30	%
Rotatoria (= FQIR)	10	%



Grazing-Indizes	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (= GES)	<b>4</b>	
Z/P (Gilden-BV)	2	27 %
Z/P (Gesamt-BM n. Jeppesen)	2	25 %
MGI	4	85 %

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)		
pMGI_Cladocera	81	%
pMGI_Copepoda	18	%
pMGI_Rotatoria	1	%

IGE-Indikator (inverser Grazing-Effekt ab >= 3 ?)	
Klassendifferenz CGI - Z/P	2

### Vergleich der Größen-Indizes der Cladoceren

MCM (Gilden-TM)	3,7	µg/Ind
MCM (Gesamt-Clad-TM)	3,8	µg/Ind (n. Jeppesen)
RaubCladoceren-Index	5	RCI in %Clad TM
FischPrädationsIndex	<b>4</b>	FPI mittel
CladoceraSizeIndex	26	CSI
Daphnia > 1mm	82	% Daphnia-TM

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen (%)		
CGI - Cladocera	4	111
CalGI - Calanoida	1	0
RGI - Rotatoria	1	9

**Automatischer Kommentar**  
 PhytoLoss-Datenbank Version 3.0 Die allgemeine Futterqualität ist sehr gering (FQI<=20%). Sehr geringe Futterqualität für Cladoceren (FQIC=10%). Die Metazooplankton-Biomasse ist sehr niedrig (<1 mm3/l BV). Hinweis auf oligotrophe Bedingungen. Anzeichen für eine starke Nahrungslimitation (bezgl. Menge, Qualität) der Cladoceren.

9.2 Radardiagramme aus PhytoLoss

