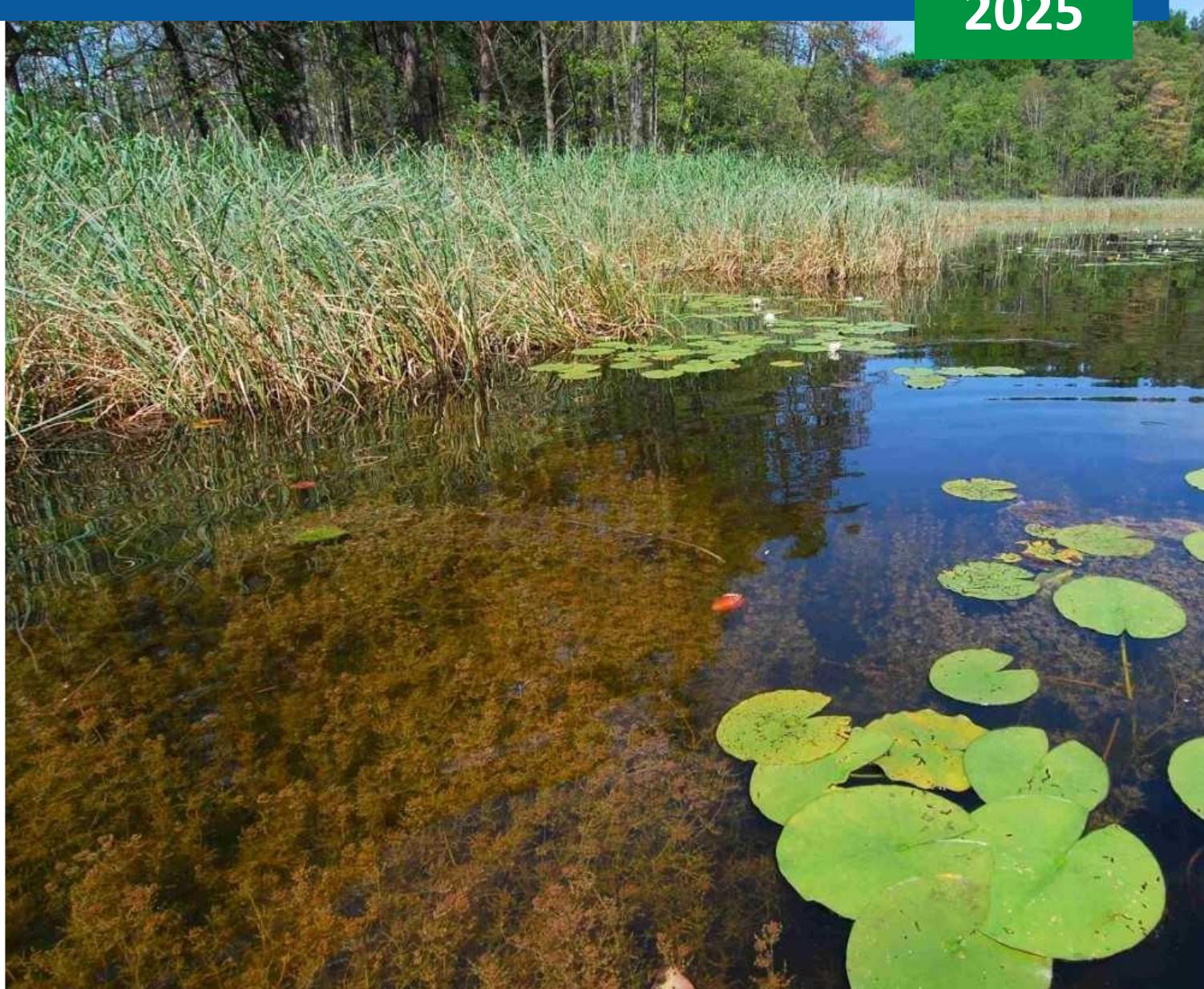


Handlungsempfehlungen zur natürlichen Wiederansiedlung von Armleuchteralgen (Characeen) in Hartwasserseen

Sabine Hilt, Rüdiger Mauersberger und
Uta Müller

BfN-Schriften
752
2025





Bundesamt für
Naturschutz

Handlungsempfehlungen zur natürlichen Wiederansiedlung von Armleuchteralgen (Characeen) in Hartwasserseen

Sabine Hilt
Rüdiger Mauersberger
Uta Müller

Impressum

Titelbild: *Chara tomentosa* im Jungfernsee (Foto: R. Mauersberger)

Adressen der Autorinnen und des Autors:

PD Dr. Sabine Hilt Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Dr. Uta Müller Müggelseedamm 301, 12887 Berlin
E-Mail: sabine.hilt@igb-berlin.de

Dr. Rüdiger Mauersberger Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.
Martin-Luther-Str. 5a, 17268 Templin
E-Mail: mauersberger@uckermaerkische-seen.de

Fachbetreuung im BfN:

Mareike Hees Fachgebiet II 2.4 „Gewässerökosysteme, Wasserhaushalt, Blaues Band“
E-Mail: mareike.hees@bfn.de

Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN) (FKZ: 3518892014 Hauptvorhaben, 3519892014 Wissenschaftliche Begleitung).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN)

Gedruckt auf 100 % Altpapier

ISBN 978-3-89624-516-8

DOI 10.19217/skr752

Bonn 2025

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
Abstract	7
1 Einleitung	9
1.1 Anlass	9
1.2 Einsatzbereich des Entscheidungsschemas	11
2 Entscheidungsschema	13
3 Entscheidungsfragen.....	17
3.1 Sind submerse Makrophytenbestände im See?	17
3.2 Besteht die submerse Vegetation überwiegend aus Characeen?	19
3.3 Liegt die TP-Konzentration im Frühjahr über 30 µg/L?	21
3.4 Herrscht Lichtmangel am Gewässerboden?	22
3.5 Ist das Wasser zu kalkarm?	26
3.6 War der See früher von Characeen besiedelt?	28
3.7 Ist die TP-Konzentration über 60 µg/L?	30
3.8 Besteht eine externe TP-Belastung?	31
3.9 Treten massenhaft eutraphente Makrophyten auf?	32
3.10 Verfügt der See über einen Durchfluss?	33
3.11 Ist die Grundwasserspeisung dominant?	34
3.12 Besteht überwiegend intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet?	35
3.13 Sind Graskarpfen oder invasive Krebse im See?	35
3.14 Besteht ein Eintrag aus einer Punktquelle?	36
3.15 Sind nur kleinmaschige Exclosures hilfreich?	37
3.16 Sind große piscivore Fische vorhanden?.....	38
3.17 Sind massive Wühlenschäden zu beobachten?	39
3.18 Sind Karpfen im See?	41
3.19 Ist der See geschichtet?	42
3.20 Sind Characeen im Flachwasser vorhanden?.....	43
3.21 Besteht eine hohe Artenvielfalt inklusive oligotraphenter Arten?.....	44
3.22 Liegt die Gesamtphosphor-Konzentration im Frühjahr unter 20 µg/L?	45
3.23 Ist die Wasserfarbe braun?	46
3.24 Besteht eine anthropogene P-Belastung?	47
3.25 Wachsen Characeen in großmaschigen Exclosures?	47

3.26	Sind keimfähige Oosporen im Sediment?	48
4	Maßnahmen	49
4.1	Ansiedlung oligotraphenter Characeen-Arten (M1)	49
4.2	Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet (M2)	50
4.3	Altlasten suchen (M3)	51
4.4	Einflussnahme auf Emissionen in Zuflüssen des Sees (M4)	52
4.5	Wasserrückhalt im Einzugsgebiet (M5)	52
4.6	Makrophytenernte zur Nährstoffentnahme (M6)	53
4.7	Tiefenwasserableitung oder -entnahme mit Verregnung (M7).....	56
4.8	Interne Phosphor-Fällung (M8).....	57
4.9	Reduktion von nicht-piscivoren Fischen (M9) einschließlich Karpfen (M11), anderer benthivorer Fische (M12) und herbivorer Graskarpfen und Krebse (M13).....	59
4.10	Raubfischbesatz (M10).....	66
4.11	Maßnahmen zur Sedimentqualität (M14)	67
4.12	Einbringung Oosporen/Pflanzen (M15)	68
4.13	Verringerung des Eintrages von Huminstoffen (M16).....	69
4.14	Kalkung (M17)	70
5	Nicht betrachtete Stressoren	72
6	Ausblick und weiterer Forschungsbedarf.....	73
	Danksagung	74
	Literaturverzeichnis	75
	Abbildungsverzeichnis	87
	Tabellenverzeichnis	90
	Abkürzungsverzeichnis.....	91
	Glossar	92
A	Anhang	93

Zusammenfassung

Characeen (Armleuchteralgen) bilden einen wesentlichen Teil der Strukturierung der Seevolumina und haben zahlreiche positive Effekte auf die Wasserqualität sowie die Biodiversität von Seen. Ihr Vorkommen stellt eine Besonderheit dar: sie zeichnen ein intaktes Ökosystem der ursprünglich kalkreichen und nährstoffarmen Seen aus und lassen ein ausgeglichenes Verhältnis von Raub- und Friedfischen in einem See erwarten. Die Seen sind in diesem Zustand nicht nur geeignete Badegewässer, sondern haben zumeist auch Trinkwasserqualität. Somit erfüllen sie gesellschaftliche Funktionen, die auf dem Erhalt der Natur basieren und für deren zukünftige Sicherung sich das Bundesamt für Naturschutz (BfN) einsetzt.

In vielen Seen Europas gingen ihre Bestände bereits gegen Ende des 19./Anfang des 20. Jahrhunderts stark zurück, überwiegend durch Eutrophierung. In einigen Seen Deutschlands mit waldreichen Einzugsgebieten, fehlenden Abwassereinleitungen oder wenig sonstigen anthropogenen Störungen konnten sich dennoch artenreiche Characeen-Gemeinschaften halten. Insbesondere in den letzten ca. 15-20 Jahren zeigten diese jedoch einen teilweise drastischen Rückgang. Der FFH-Bericht von 2025 bestätigt erneut, dass der Erhaltungszustand des FFH-Lebensraumtyps 3140 „Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche kalkhaltige Stillgewässer mit Armleuchteralgen“ unzureichend bis schlecht ist. Die möglichen Ursachen dafür sind komplex und können auf Veränderungen in der Zufuhr verschiedener Stoffe, in der Fischgemeinschaft und der klimatischen Veränderungen sowie auf Krankheiten oder weitere unbekannte Faktoren wie den Einfluss von Pestiziden zurückzuführen sein.

Im Rahmen des mit dem BfN erarbeiteten und geförderten Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Erprobung geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen-Grundrasen in natürlichen kalkreichen Seen des norddeutschen Tieflandes“ wurden vom Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V. als Projektträger über einen Zeitraum von 4 Jahren (2019-2023) verschiedene Maßnahmen der Wiederansiedlung von Characeen in 27 Hartwasserseen des Lebensraumtyps 3140 der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie in Nordostdeutschland getestet. Die ausgewählten poly- und dimiktischen Seen waren 1,5-63 ha groß, 1-23 m tief und wiesen fast alle früher Characeen-Bestände auf, die in unterschiedlichen Maß geschädigt oder komplett verschwunden waren. Die getesteten Maßnahmen adressierten Veränderungen der Wasserchemie hinsichtlich des Gehaltes an Nährstoffen (vor allem Phosphor), Kalk sowie organischem und anorganischem Kohlenstoff, Veränderungen der Fischgemeinschaft sowie den Schutz von Characeen vor Herbivorie. Der Erfolg dieser Maßnahmen wurde im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung im Zeitraum 2020 bis 2024 durch das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB) untersucht. Dabei wurde die Entwicklung der Wasserchemie, Fischbestände und Characeen in den Maßnahmeseen mit denen in Referenzseen ohne Maßnahmen verglichen. In 77 % der Maßnahmeseen trat eine Verbesserung der Characeen-Abundanz auf, die in den 9 Referenzseen während der Projektlaufzeit nicht beobachtet wurde.

Auf Basis dieser Ergebnisse sowie weiteren Daten aus Voruntersuchungen in weiteren Seen Nordostdeutschlands sowie vorhandener Literatur wurde ein Entscheidungsschema zur Auswahl geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen in kalkreichen, oligo- bis mesotrophen Seen in Deutschland entwickelt. Es ist als dichotomer Schlüssel mit maximal 26 Entscheidungsfragen aufgebaut, die zu einer von 17 verschiedenen Maßnahmen führen, für die jeweils kurz der Hintergrund, die Methode sowie die Erfahrungen aus dem Projekt beschrieben werden. Das Entscheidungsschema richtet sich an Wasser- und Naturschutz-

behörden, Kommunen, private Eigentümer*innen von Seen und Naturschutzverbände, stellt aber auch den aktuellen Wissensstand inklusive der Wissenslücken dar. In vielen Fällen ist davon auszugehen, dass multiple Stressoren anstelle einzelner Faktoren zum Rückgang der Characeen beigetragen haben. Im Entscheidungsschema wird dennoch versucht, zwischen möglichen Maßnahmen zu priorisieren, die auf Basis des heutigen Wissenstandes bei verschiedenen Ausgangssituationen empfohlen werden.

Abstract

Charophytes (stoneworts) have numerous positive effects on water quality and biodiversity in lakes. Their presence is therefore special: they are characteristic for lakes that are originally rich in calcium and low in nutrients and indicate an intact ecosystem as well as a balanced ratio of predatory and non-predatory fish in a lake. In this condition, the lakes are not only suitable for swimming, but also mostly have quality for drinking. They thus fulfill social functions based on the preservation of nature, which the Federal Agency for Nature Conservation (BfN) is committed to securing for the future.

In many European lakes, their populations declined sharply towards the end of the 19th and beginning of the 20th centuries, mainly due to eutrophication. In some lakes in Germany with forested catchments, no sewage discharges and few other anthropogenic disturbances, species-rich charophyte communities were nevertheless able to survive. However, especially in the last 15-20 years, these have shown a drastic decline. The 2025 FFH-Report confirms once again that the conservation status of FFH habitat type 3140 "Oligotrophic to mesotrophic calcareous standing waters with stoneworts" is inadequate to poor. The possible causes are complex and may be due to changes in the supply of various substances, in the fish community and in the climate, as well as to diseases and other unknown factors such as the influence of pesticides.

As part of the testing and development project 'Testing suitable measures for the re-establishment of charophytes in natural calcareous lakes in the Northeastern German lowlands' developed with and funded by BfN, the Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V. (Feldberg-Uckermärkische Lake District Association) implemented various measures over a period of four years (2019-2023) to test various measures for re-establishing charophytes in 27 hard water lakes of habitat type 3140 of the Fauna-Flora-Habitat Directive in north-eastern Germany. The selected poly- and dimictic lakes ranged in size from 1.5 to 63 ha and in depth from 1 to 23 m, and all had previously contained charophyte populations that had been damaged to varying degrees or had disappeared completely. The measures tested focused primarily on changes in water chemistry with regard to nutrient content (especially phosphorus), calcium carbonate, and organic and inorganic carbon, changes in the fish community, and the protection of charophytes from herbivory. The success of these measures was investigated as part of scientific monitoring during the period from 2020 to 2024 by the Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in Berlin (IGB). The development of water chemistry, fish stocks and charophytes in the lakes where measures were implemented was compared to that in reference lakes without measures. In 77 % of the lakes where measures were implemented, there was an improvement in charophyte abundance, which was not observed in the nine reference lakes during the project period.

Based on these results and further data from preliminary studies in other lakes in north-eastern Germany, as well as existing literature, a decision-making scheme was developed for selecting suitable measures for re-establishing charophytes in calcareous, oligo- to mesotrophic lakes in Germany. It is structured as a dichotomous key with a maximum of 26 decision questions, leading to one of 17 different measures, for which background, method and experience from the project are briefly described. The decision-making scheme is aimed at water and nature conservation authorities, local authorities, private lake owners and nature conservation associations, but also presents the current state of knowledge, including gaps in knowledge. In many cases, it can be assumed that multiple stressors rather than individual

Abstract

factors have contributed to the decline in charophytes. Nevertheless, the decision-making scheme attempts to prioritise possible measures that are recommended on the basis of current knowledge in different initial situations.

1 Einleitung

1.1 Anlass

In vielen eiszeitlich geformten Landschaften Europas entstanden nach dem Abtauen des Inlandeises karbonat-gepufferte, alkalische Seen mit kalkreichen Sedimenten. Bei größerer Wassertiefe und/oder kleinen Einzugsgebieten (EZG) waren diese Seen natürlicherweise meso- oder oligotroph, zeigten eine hohe Wasserklarheit und waren flächenhaft von Armleuchteralgen (Characeen) besiedelt. Diese sind an geringe Nährstoffkonzentrationen angepasst und in oligo- und mesotrophen Seen im Vorteil gegenüber den höheren Gefäßpflanzen (Richter & Gross 2013).

Characeen-Rasen haben zahlreiche positive Effekte auf die Wasserqualität sowie die Biodiversität von Seen (Blindow et al. 2014, Hilt et al. 2017, Schubert et al. 2024, Abb. 1). Im letzten Jahrhundert sind in verschiedenen Gewässern Europas deutliche Rückgänge von Characeen beschrieben worden (z. B. Schweden: Blindow 1992, Niederlande: Simons & Nat 1996, Deutschland: Körner 2002, Schweiz: Joye et al. 2002, Dänemark: Bastrup-Spohr et al. 2013).

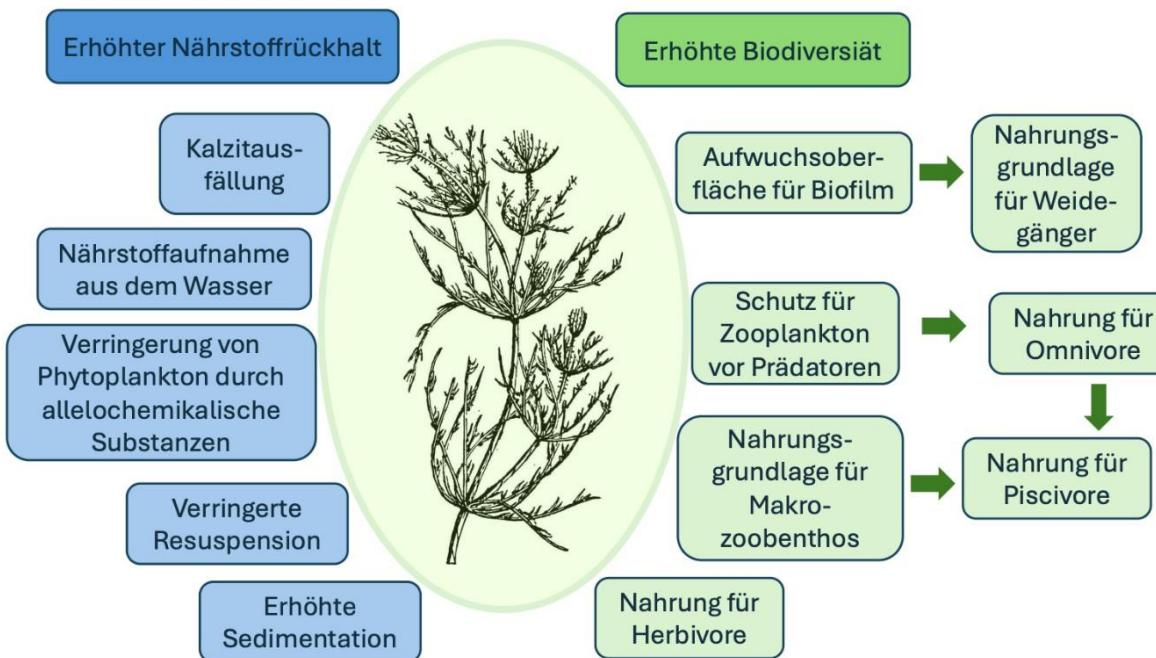


Abb. 1: Positive Auswirkungen von Characeen auf die Wasserqualität und Biodiversität

Das Verschwinden von Characeen kann insbesondere in flacheren Seen zu Phytoplankton-Dominanz mit teilweise toxischen Cyanobakterien-Blüten führen (Scheffer et al. 1993, Hilt et al. 2010), kann aber auch in tieferen, geschichteten Seen zur internen Nährstofffreisetzung beitragen (Gonsiorczyk et al. 2024, Hilt et al. 2025). Von den 36 für Deutschland beschriebenen Characeen-Arten sind heute 81 % in unterschiedlichem Maße gefährdet (Korsch et al. 2013, Becker 2016, Schubert et al. 2024). Gegen Ende des 20. Jahrhunderts wurden die Nährstoffeinträge in die Gewässer in vielen Industrieländern drastisch reduziert, die Wiederbesiedlung mit Unterwasserpflanzen trat jedoch oft nur verzögert auf oder blieb bisher aus (Jeppesen et

al. 2005, Hussner et al. 2014a, Hilt et al. 2018). Eine spontane und massive Wiederansiedlung von Characeen nach Reoligotrophierung ist nur aus wenigen Gewässern, wie z. B. dem Bodensee, bekannt (Gross 2009, Richter & Gross 2013). Aktive Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen in Seen waren bisher in einigen Fällen erfolgreich (Hilt et al. 2006, Immers et al. 2013, Schwarzer 2019, Blindow et al. 2021, Van de Weyer et al. 2024, Faithfull et al. 2024), aber Maßnahmen zur Verbesserung der (natürlichen) Wiederansiedlung nach Verlust in oligomesotrophen Seen wurden noch nicht systematisch getestet.

In einigen Seen Deutschlands mit waldreichen EZG, fehlenden Abwassereinleitungen oder wenig sonstigen anthropogenen Störungen konnten sich Klarwasserbedingungen und artenreiche Characeen-Gemeinschaften halten (Arendt et al. 2011). Insbesondere in den letzten ca. 15-20 Jahren zeigten jedoch die Characeen-Bestände in vielen dieser Seen einen teilweise drastischen Rückgang (Van de Weyer et al. 2015, Mauersberger 2016, Perillon et al. 2018, Abb. 2). Die seit 2000 im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) durchgeföhrten Kartierungen von submersen Makrophyten in Seen größer als 50 ha zeigen z. B. einen Rückgang von Characeen in 34 % der Seen in Mecklenburg-Vorpommern und Bayern, die bei der ersten Kartierung Characeen enthielten (Abb. 2).

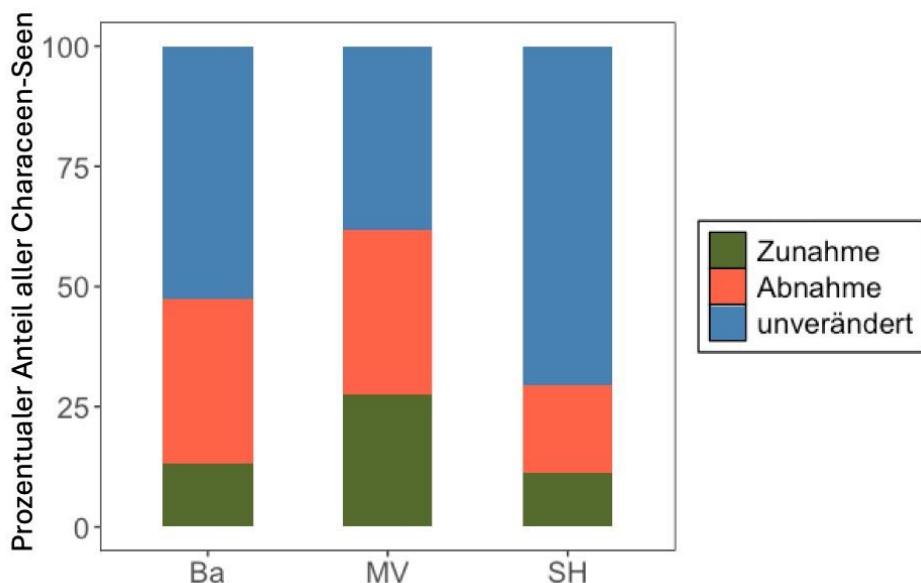


Abb. 2: Rückgang von Characeen in deutschen Seen seit 2000: MV=Mecklenburg-Vorpommern, n=47; SH=Schleswig-Holstein, n=44; Ba=Brandenburg, n=38 (verändert aus Hilt et al. in Vorbereitung)

Der offenbar nicht (allein) durch Eutrophierung verursachte Rückgang der Characeen in klaren Hartwasserseen in den letzten Jahrzehnten war Ausgangspunkt für den Test von Methoden und die Entwicklung von Handlungsempfehlungen für ihre natürliche Wiederansiedlung in diesen Gewässern. Im Fokus stand vor allem die Beseitigung (eines Teils) der Ursachen.

Die möglichen Ursachen für den Rückgang von Characeen sind komplex und können auf Veränderungen in der Zufuhr verschiedener Stoffe, in der Fischgemeinschaft und des Klimas sowie auf Krankheiten, invasive Krebse und weitere unbekannte Faktoren wie den Einfluss von Pestiziden zurückzuföhren sein (Abb. 3).

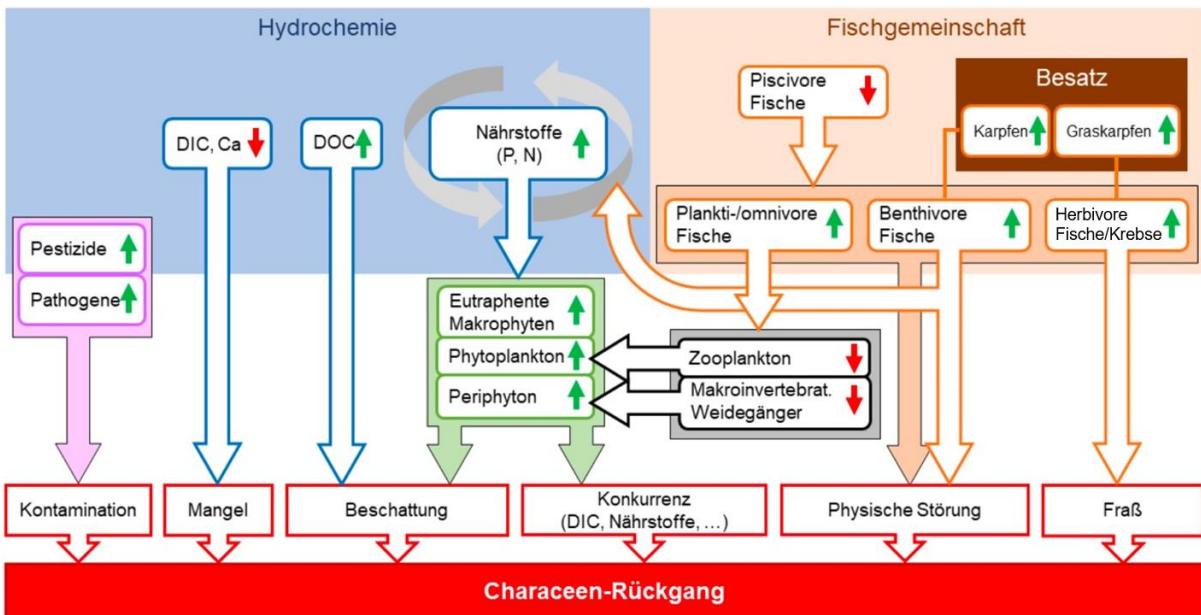


Abb. 3: Mögliche Ursachen des Rückgangs der Characeen in deutschen Hartwasserseen

1.2 Einsatzbereich des Entscheidungsschemas

Die Handlungsempfehlungen für die natürliche Wiederansiedlung von Characeen in Hartwasserseen wurden in Form eines Entscheidungsschemas entwickelt. Dieses ist fokussiert auf Seen, die dem LRT 3140 innerhalb der FFH-Richtlinie der EU („oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“) entsprechen oder das Potenzial dafür aufweisen. Als Grenze zu Kleingewässern gilt eine Größe von > 1 ha (LAWA 1998) und für Hartwasserseen (Säure-Basen-Stufe „alkalisch-kalkreich“ nach Mauersberger 2006) eine Karbonathärte von > 5° dKH (Alkalinität > 1,8 mmol/L) und ein Kalzium-Gehalt von > 40 mg/L.

Das Spektrum der natürlichen, eiszeitlich entstandenen kalkreichen Characeen-Seen ist ziemlich breit: Es reicht vom geschichteten Rinnensee über große buchtenreiche Zungenbeckenseen bis zu kleineren, grundwassergespeisten Toteishohlformen. Auch vollständig moorumbgebene flache Kleinseen, die kaum größer als 1 ha sind, können optimale Characeen-Standorte sein; viele aus dieser Gruppe sind mit Schneidried-Verlandungszonen (FFH-LRT 7210) vergesellschaftet.

Ob ein Beispielgewässer hier einzuordnen ist, obwohl Characeen-Bestände nur noch in Resten oder gar nicht mehr vorhanden sind, lässt sich daran feststellen, ob eines der folgenden Kriterien erfüllt wird:

- Aktuelle oder historische Daten zur Wasserqualität (Gesamtphosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a) indizieren eine geringe Trophie (Trophie-Index unter 2,5) bei gleichzeitig guter Basenversorgung.
- Historische Daten zur Vegetation oder Funde von keimfähigen Vermehrungseinheiten (Oosporen) in jüngeren Seesedimenten zeigen eine ehemals größere Verbreitung oder gar Dominanz von Characeen-Gesellschaften im See an.

- Das Gewässer weist in Relation zum Volumen eine hohe Verweilzeit auf, so dass die Trophie in der potenziell natürlichen Situation wegen geringer Nährstoffnachlieferung limitiert sein müsste. Es handelt sich insbesondere um geschichtete Seen mit relativ kleinem EZG (Gewässertyp 13 nach Mathes et al. 2002) sowie seltener um mesotrophe Flachseen mit kleinem EZG (Gewässertyp 14). Geschichtete Seen mit großem EZG (Gewässertyp 10, 11) können ebenfalls oligo- bis mesotroph sein (Schaumburg et al. 2004), wobei in EZG mit nährstoffreicheren Böden die Seen des Typs 11 möglicherweise schon natürlich zu hohe Nährstoffgehalte aufweisen (Kabus 2004, Tab. 1).

Das E+E-Vorhaben war ausschließlich auf natürliche, eiszeitlich entstandene Seen in Nordostdeutschland bezogen, das Entscheidungsschema kann aber in vielen Fällen auch für andere Regionen und künstliche Gewässer (vor allem Abgrabungsseen wie Ton- und Torfstiche, Kiesgruben, Tagebaurestgewässer), die eines der oben genannten Kriterien erfüllen, eingesetzt werden. Zu beachten ist dabei, dass das Entscheidungsschema generell nur anwendbar für Seen ist, die die Mindestanforderungen für eine Ansiedlung submerser Makrophyten hinsichtlich ihrer Ufermorphometrie (nicht zu steilscharig), Korngröße der Sedimente (keine großen Steine oder Blöcke) sowie Wasserstandsschwankungen erfüllen (Details siehe Van de Weyer et al. 2023). Eine dichte Besiedlung des Gewässerbodens mit invasiven Quagga-Muscheln (*Dreissena rostriformis bugensis*) kann eine Wiederansiedlung von Characeen ebenfalls ausschließen.

Eine Übersicht aller Projektseen sowie der durchgeföhrten Maßnahmen und der Characeen-Abundanzklassen ist in den Tabellen A1 und A2 gezeigt.

Tab. 1: Trophiestufen und Tiefengrenzen des Makrophyten-Vorkommens (Succow & Kopp 1985)

Trophiestufe	Secchi-Sichttiefe (sommerliches Mittel in m)	Untere Makrophyten-Tiefengrenze (in m)
oligotroph	>6	>8
mesotroph	3-<6	5-8
eutroph	1,5-<3	2,5-5
hocheutroph	1-<1,5	1,5-<2,5
polytroph	<1	<1,5

2 Entscheidungsschema

Auf Basis der Ergebnisse des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Erprobung geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen-Grundrasen in natürlichen kalkreichen Seen des nordostdeutschen Tieflandes“ sowie weiteren Daten aus Voruntersuchungen in zusätzlichen Seen Nordostdeutschlands und vorhandener Literatur wurde ein Entscheidungsschema zur Auswahl geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen in kalkreichen, oligo- bis mesotrophen Seen in Deutschland entwickelt. Es ist als dichotomer Schlüssel mit maximal 26 Entscheidungsfragen aufgebaut (Tab. 2), die zu einer von 17 verschiedenen Maßnahmen führen, für die jeweils kurz der Hintergrund, die Methode sowie die Erfahrungen aus dem Projekt beschrieben werden. Eine textlich stark verkürzte Fassung wurde auch grafisch als Pfeilschema erarbeitet (Abb. 4). Beginnend bei 1 stehen jeweils zwei Entscheidungsalternativen zur Verfügung (Details in Kap. 3 mit Unterkapitelnummer = Nummer der Entscheidungsalternative). Den Endpunkt eines Entscheidungsweges bildet ein Vorschlag für eine Maßnahme (M - im Kap. 4 ausführlicher beschrieben), das Fehlen von Handlungsoptionen (Ende) oder der Optimalzustand (optimal).

Tab. 2: Entscheidungsschlüssel zur Ermittlung potenziell geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen in Hartwasserseen

Nr.	Entscheidungsalternativen	weiter zu
1	Ausgedehnte submerse Makrophytenbestände vorhanden	2
1*	Seeboden weitgehend kahl	4
2	Submerse Vegetation überwiegend aus Characeen bestehend	20
2*	Submerse Vegetation überwiegend aus Gefäßpflanzen, Characeen fehlen oder bedecken wenig Fläche	3
3	Frühjahrs-Gesamtphosphor (TP)-Konzentration > 30 µg/L	8
3*	Frühjahrs-Gesamtphosphor (TP)-Konzentration < 30 µg/L	15
4	Lichtmangel am Gewässerboden durch starke Trübung, Braunfärbung oder Beschattung	7
4*	Gewässerboden überwiegend gut belichtet	5
5	Ca-Gehalt deutlich < 40 mg/L, Karbonathärte < 4°dH, Alkalinität < 1,8 mmol/L	6
5*	Wasser ausreichend kalkreich (alle Werte höher als in Nr. 5)	13
6	Historische Daten belegen ehemaliges Vorhandensein von Characeen	M17
6*	Weichwassersee, auch früher keine Characeenbesiedlung	Ende
7	Frühjahrs-TP-Konzentration > 60 µg/L, Phytoplanktontrübung limitiert submerse Vegetation	8
7*	Frühjahrs-TP-Konzentration < 60 µg/L, Lichtmangel anders verursacht	23
8	Belastungsquellen für P aus dem EZG sind nachweisbar oder wahrscheinlich	11
8*	Keine anthropogenen P-Einträge, EZG bewaldet oder früher und aktuell düngungsfrei agrarisch genutzt	9

Entscheidungsschema

Nr.	Entscheidungsalternativen	weiter zu
9	See flach und >50 % mit dichten Beständen eutraphenter submerser Makrophyten bewachsen	M6
9*	Anteil des seeinternen P in submersen Makrophyten ist gering (Bestände zu licht, See zu tief oder zu trübe)	10
10	See oberirdisch durchflossen, P-Konzentration des zufließenden Wassers nicht höher als mittlere im See	19
10*	Keinerlei oberirdische Zuflüsse oder einmündende Rohrleitungen, kein Abfluss	M8
11	See ausschließlich oder weit überwiegend aus Grundwasser gespeist	12
11*	See zusätzlich aus oberirdischen Zuflüssen (Bach, Gräben, Drainagen, Rohrleitungen) gespeist.	14
12	Große Teile des ober- und unterirdischen EZG unter Einsatz von Düngemitteln landwirtschaftlich genutzt	M2
12*	EZG mit P-emittierenden Altlasten bekannt oder zu vermuten	M3
13	Graskarpfen (<i>Ctenopharyngodon idella</i>) oder invasive Krebse vorhanden	M13
13*	Keine Graskarpfen oder invasiven Krebse vorhanden, auch per eDNA sind keine Graskarpfen nachweisbar	3
14	Punktquelle der P-Emission im EZG, die über Zufluss den See belastet, ist bekannt oder zu vermuten	M4
14	Keine Punktquelle im EZG, P-Fracht aus Flächenbelastung oder Vergrößerung des oberirdischen Zuflusses	M5
15	Characeen gedeihen nur in kleinmaschigen Exclosures, individuenstarke Kleinfischbestände	16
15*	Viele große benthivore Fische, flächenhafte Wühlschäden, Characeen wachsen in großmaschigen Exclosures	17
16	Große piscivore Fische vorhanden	M9
16*	Piscivore Fische (Hechte, Welse, große Barsche) fehlen, verbliebene Fischarten zeigen „Verbutzung“ (siehe Glossar)	M10
17	Am Seegrund massive Wühlschäden	18
17*	Keine Wühlschäden	25
18	Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i> oder dessen Zuchtformen) nachgewiesen (nicht nur Einzelexample)	M11
18*	Karpfen sind nicht/fast nicht vorhanden, Wühlschäden durch andere benthivore Arten (Blei, Schlei, Karausche)	M12
19	Geschichteter See	M7
19*	Polymiktischer See	Ende
20	Characeen besiedeln mehrere Tiefenzonen einschließlich des Flachwassers	21
20*	Flachwasser nicht von Characeen besiedelt	15

Nr.	Entscheidungsalternativen	weiter zu
21	Characeen-Artendiversität hoch, oligotraphente Arten gut vertreten (<i>C. subspinosa</i> , <i>C. aspera</i> , <i>C. filiformis</i>)	Optimal
21*	Characeen-Artendiversität ist eingeschränkt, oligotraphente Arten fehlen	22
22	TP-Konzentration im Frühjahr deutlich < 20 µg/L, im Sommer < 15 µg/L	M1
22*	TP-Konzentrationen über den Werten in Nr. 22	24
23	Starke Huminstoffbelastung und Braunfärbung limitiert Lichtverfügbarkeit	M16
23*	Trübung durch suspendierte Sedimentpartikel verursacht	15
24	Anthropogene Erhöhung der P- Belastung führte zum Verschwinden der sensibelsten Arten	8
24*	See mit natürlicherweise leicht erhöhter Trophie ohne anthropogene Belastung	Ende
25	Characeen wachsen in großmaschigen Exclosures	M13
25*	Kein Characeenwachstum in großmaschigen Exclosures	26
26	Keimfähige Oosporen im Sediment	M14
26*	Keine keimfähigen Oosporen im Sediment	M15

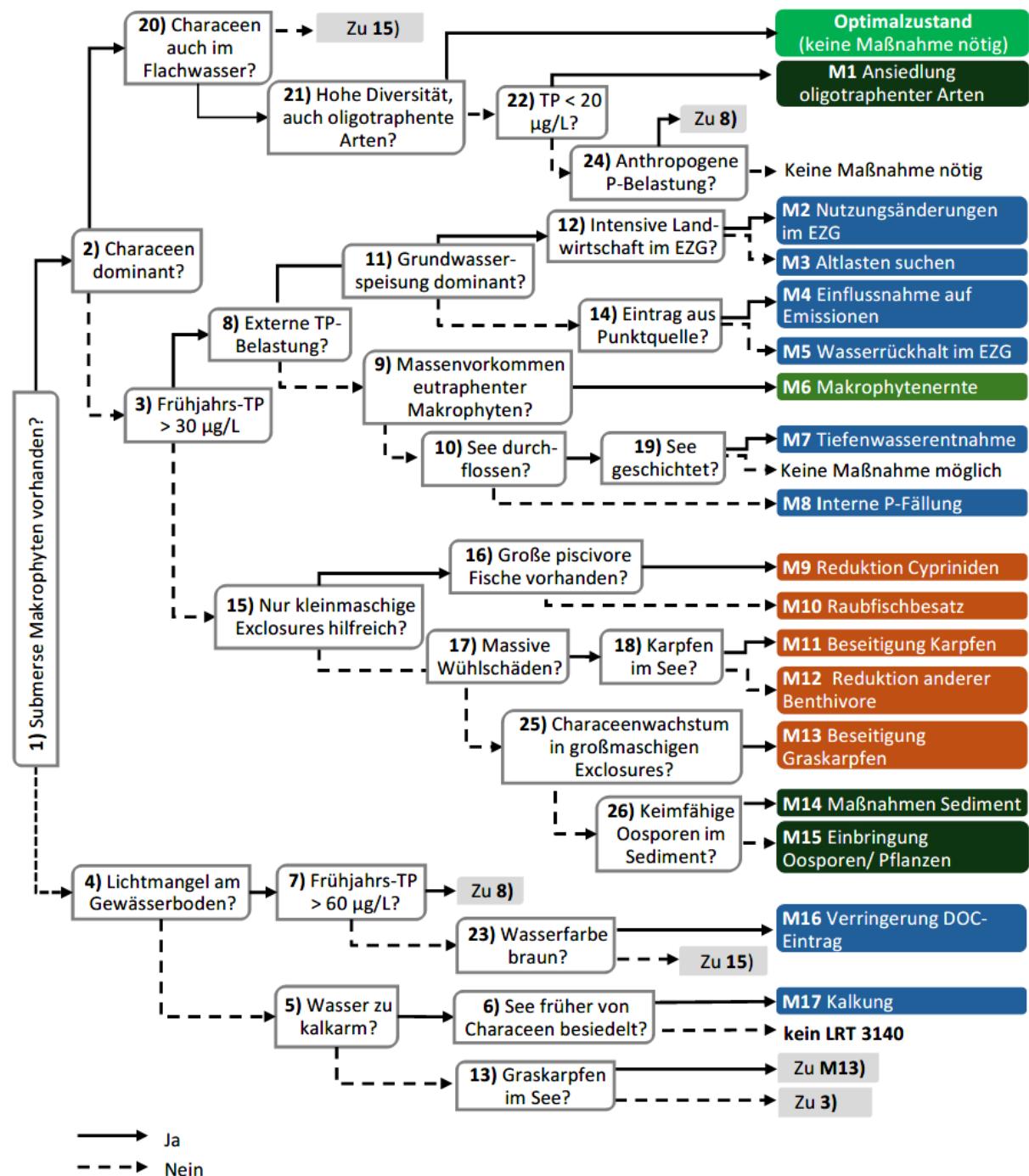


Abb. 4: Entscheidungsschema (Erläuterungen zu den Fragen und Maßnahmen siehe Text), Antwort: „nein“ entspricht einem gestrichelten Pfeil, „ja“ einem durchgezogenen Pfeil

3 Entscheidungsfragen

Das Entscheidungsschema zur Auswahl geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen in kalkreichen, oligo- bis mesotrophen Seen in Deutschland enthält 26 Entscheidungsfragen (Tab. 2, Abb. 4), für die im Folgenden jeweils kurz der Hintergrund, die Methode sowie die Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Projekt beschrieben werden. Die Pfade des Entscheidungsschemas für die Projektseen, an denen Maßnahmen getestet wurden, sind in Tabelle B1 im Anhang dargestellt. Für umfangreichere Hintergrundinformationen wird auf die jeweils zitierte Literatur verwiesen. Mehr Details zu den Projektergebnissen finden sich in Mauersberger et al. (in Vorb.).

3.1 Sind submerse Makrophytenbestände im See?

Hintergrund: Daten über die aktuelle Unterwasservegetation sind notwendig, um Belastungsfaktoren zu erkennen und die Abweichung vom Referenzzustand abzuschätzen.

Methode: Die Datenlage muss Aussagen dazu ermöglichen, ob und in welcher Ausdehnung submerse Vegetation vorhanden ist, aus welchen Arten sie im Wesentlichen besteht und bis zu welcher Wassertiefe (untere Makrophytengrenze) sie reicht. Für viele Seen liegen Daten vor, die nur wenige Jahre alt sind. Das trifft für alle Seen mit einer Wasserfläche von mehr als 50 ha zu, für die die Bundesländer zu einem Monitoring in einem ca. 6-jährigen Turnus im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verpflichtet sind (Schaumburg et al. 2004). Auch im Rahmen anderer Programme (z. B. FFH-Managementplanung, Biotoptypenkartierungen, Ökosystemare Umweltbeobachtung der UNESCO-Biosphärenreservate, NABU-Tauchen für den Naturschutz) werden mitunter gut verwertbare Daten gewonnen. Liegen keine Daten vor, genügt bei kleinen Flachseen mit Grundsicht eine optische Kontrolle der Seefläche vom Boot aus (z. B. mit einem Aquascope), wobei stichprobenartig Pflanzenteile mithilfe eines Krautankers oder einer Krautharke (Abb. 5) entnommen werden, um eine genaue Artbestimmung zu ermöglichen. Bei größeren und/oder tieferen Seen sollten georeferenzierte Transekten von mehreren Seeufern aus zur Mitte hin untersucht werden, wobei die Dichte und das Artenpektrum von Wasserpflanzen in verschiedenen Tiefen notiert werden, im Optimalfall durch Betauchung. Ist diese z. B. aus Kostengründen nicht möglich, bietet sich die Verwendung einer Unterwasserkamera und eines Echolots zur Tiefenmessung an (Abb. 6). In jedem Falle wird die untere Makrophytengrenze (UMG) ermittelt, wobei nach Möglichkeit zwischen der unteren Grenze von Beständen und den am tiefsten wachsenden Einzelpflanzen differenziert wird. Die Transektmethode bietet den Vorteil, dass Veränderungen bei Wiederholungsuntersuchungen genau erfasst werden können, bergen aber – insbesondere bei zu geringer Zahl – das Risiko, dass die Verhältnisse im See insgesamt falsch eingeschätzt werden, wenn Transekten zufällig immer genau Bestände treffen oder immer verfehlten. Um das zu vermeiden, wird die Anzahl der Transekten basierend auf der Seegröße (Tab. 3) empfohlen.



Abb. 5: Aquascope, Krautanker und Secchi-Scheibe (Foto: R. Mauersberger)

Projektdaten: Im Projekt wurden die submersen Makrophyten entlang von Transekten erfasst, wobei ein Punkt mit definierten Koordinaten am Ufer als Startpunkt des Transektes in Richtung Seemitte festgelegt wurde; bei kleinen und flachen Seen wurden Anfangs- und Endpunkt von einer zur anderen Uferseite festgelegt. Von den 36 kartierten Projektseen (Tab. A1, A2) wiesen zu Projektbeginn 2019 alle Seen bis auf 3 (Schwanzsee, Rarangsee, Krienkowsee) mindestens geringfügige submerse Makrophytenbestände auf.

Tab. 3: Anzahl der Transekte in Abhängigkeit von der Seegröße (Empfehlungen)

Seegröße (ha)	Anzahl Transekte
Bis 5	Bis 6
5-10	5-15
10-30	15-25
30-50	Mindestens 30

Für jedes Transekt wurden die Pflanzenmengen pro Art gemäß der Skala nach Kohler (1978) (Tab. 4) abgeschätzt.

Tab. 4: Skala zur Abschätzung der Pflanzenmengen nach Kohler (1978)

Pflanzenmenge	Beschreibung
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

3.2 Besteht die submerse Vegetation überwiegend aus Characeen?

Hintergrund: Unter hoher Nährstoffverfügbarkeit sind viele Samenpflanzen im Vergleich zu Characeen konkurrenzstärker (Blindow 1992). Bestände von *Elodea*-, *Potamogeton*-, *Myriophyllum*- und *Ceratophyllum*-Arten, aber auch *Ranunculus circinatus* werden dann oft so dicht, dass freie Standorte für Characeen fehlen. Einige von ihnen, aber auch *Najas marina* und *N. intermedia* sind offenbar zudem weniger sensitiv als Characeen gegenüber Herbivorie oder physischer Störung durch benthivore Fische, die bei höheren Dichten non-piscivorer Fische auftreten können (siehe 3.16). Unter niedriger Nährstoffverfügbarkeit, hoher Lichtdurchlässigkeit, guter Basenversorgung und nicht zu hoher Dichte non-piscivorer Fische (Merkmalskombination eines LRT 3140 im sehr guten Erhaltungszustand) sollten Characeen die submerse Vegetation dominieren. Dies gilt im Referenzzustand des LRT 3140 für alle vom Flachwasser bis zur unteren Besiedlungsgrenze (s.u.). Eine davon abweichende Besiedlung zeigt eine Störung der Characeen-Bestände an. Diese kann in verschiedenen Tiefenbereichen auftreten. Hier wird die Besiedlung zunächst auf Basis der Flächenausdehnung des Characeen-Gesamtbestandes ermittelt. Für die Ermittlung der Arten und evtl. ihrer Deckung müssen Proben entnommen und bestimmt werden (siehe auch Kap. 3.1).

Methode: Grundlage für die Beantwortung dieser Frage ist eine normale Makrophytenkartierung (siehe Kap. 3.1). Ob der von Unterwasserpflanzen besiedelbare Raum im See überwiegend von Characeen oder von anderen Makrophyten bewachsen oder kahl ist, wird anhand der Flächenausdehnung und Deckungsgrad der Bestände sowie deren Präsenz in verschiedenen Tiefenstufen des Litorals von der Wasserwechselzone bis zur unteren Makrophytengrenze bestimmt. Im Projekt wurde ein Bewertungsrahmen entwickelt, der in die Ermittlung einer Characeen-Abundanzklasse (AK) mündet (Tab. 5). Diese Klassen von 1 bis 5, ähnlich Schulnoten, werden als Gesamtbewertung für ein Gewässer vergeben, lassen Vergleiche zwischen den Seen zu und können Entwicklungstrends abbilden.

In verschiedenen Wassertiefen sind unterschiedliche Gesellschaften anzutreffen, die auch pflanzensoziologisch charakterisiert werden können. Im Projekt wurden die Bestände nach limnologischen Gesichtspunkten in drei Tiefenstufen gegliedert:

- Das Flachwasser von der Uferlinie über die von Röhrichtarten besiedelten Teile des Gewässers bis etwa 1,5 Meter Tiefe (im Sommer besonders warm, immer voll durchlichtet oder zumindest nicht von Phytoplanktonbeschattung limitiert und von jedem Starkwindereignis erfasst),
- mittlerer Bereich mit wenig Extremen hinsichtlich Licht, Temperatur und Wind,
- der Bereich der Tiefengesellschaften (meist mit Vorkommen von *Nitella flexilis* oder *N. opaca*), die bei ca. 5 Meter Tiefe beginnen und bis zur unteren Besiedlungsgrenze reichen (permanent im Schwachlichtbereich, bis ins Metalimnion vordringend).

Die Abgrenzung des mittleren Bereiches ist dabei etwas vage und variiert von See zu See je nach Größe/Windoffenheit und Wassertransparenz; die Tiefenangabe mit 1,5 bis 5 m ist daher nur als Richtwert zu verstehen. Aus den Daten der Kartierung wird pro Transekt und für jede Tiefenstufe eine Characeen-Pflanzenmenge bestimmt und daraus die Characeen-Abundanzklasse des Transektes gemäß Tab. 5 festgelegt. Der Mittelwert der Abundanzklassen aller Transekte eines Sees ergibt die Bewertung des Sees insgesamt. Die Unterklassen sollen gutachterlich entschieden werden. Eine reduzierte Artenzahl kann auch zur Abwertung führen, insbesondere, falls es sich ausschließlich um *Chara globularis* handelt.

Tab. 5: Characeen-Abundanzklassen (Chara-AK) in kalkreichen Seen

Klassen	Unterklassen		
1 großflächige dominante Characeenbesiedlung, mit Ufer- und Tiefengesellschaft	1,00	1	in allen Tiefenstufen Characeen dominant
	1,25	1-	Characeen deutlich dominant und in allen Tiefenstufen vorhanden, aber in einer Tiefenstufe andere Arten in vielen Abschnitten/Transekten gleichauf
	1,50	1-2	Characeen deutlich dominant und in allen Tiefenstufen vorhanden, aber in einer Tiefenstufe andere Arten überwiegend
	1,75	2+	Characeen deutlich dominant und in allen Tiefenstufen vorhanden, aber in zwei Tiefenstufen überwiegen andere Arten oder kahle Bereiche
2 großflächige dominante Characeenbesiedlung, Ufer- und/oder Tiefengesellschaft fehlt	2,00	2	Characeen insgesamt dominant und in zwei Tiefenstufen vorhanden, dritte Tiefenstufe kahl oder nur andere Makrophyten
	2,25	2-	Characeen in einer Tiefenstufe dominant, in der zweiten vertreten, in der dritten fehlend (kahl/nur andere Makrophyten)
	2,50	2-3	Characeen in einer Tiefenstufe leicht dominant, in der zweiten vertreten, in der dritten fehlend (kahl/nur andere Makrophyten)
	2,75	3+	Characeen nur in zwei Tiefenstufen, insgesamt etwa gleichauf mit kahlen Bereichen oder gegenüber anderen Makrophyten
3 Characeenbestände vorhanden, aber kleiner als kahle oder von anderen Makrophyten besiedelte Bereiche	3,00	3	Characeenbestände vorhanden, aber etwas kleiner als kahle oder von anderen Makrophyten besiedelte Bereiche
	3,25	3-	Characeenbestände vorhanden, aber deutlich kleiner als kahle oder von anderen Makrophyten besiedelte Bereiche
	3,50	3-4	kahle oder von anderen Makrophyten besiedelte Bereiche überwiegen sehr deutlich, weit verteilte Einzelfunde von Characeen oder sehr kleine Bestände, meist mehrere Arten
	3,75	4+	kahle oder von anderen Makrophyten besiedelte Bereiche überwiegen sehr deutlich, weit verteilte Einzelfunde von Characeen oder ein sehr kleiner Bestand
4 Characeen punktuell oder Einzelpflanzen (Vorkommen in peripheren Röhrichten/Moorschlenken zählen nicht!)	4,00	4	kahle oder von anderen Makrophyten besiedelte Bereiche überwiegen sehr deutlich, Einzelfunde von Characeen im See
	4,50	4-5	nur Nachweis einzelner Pflanze
5 Characeen fehlend	Characeen fehlend		

Die Chara-AK 1 und 2 repräsentieren Seen mit Characeen-Dominanz im Sinne der Entscheidungsfrage 3.2, in den Klassen 4 und 5 werden Gewässer eingeordnet, die fast oder ganz frei von Armleuchtergewächsen sind.

Projektdaten: Von den 36 Projektseen (27 Maßnahmeseen und 9 Referenzseen) wiesen vor Durchführung von Maßnahmen ein See die Chara-AK 1, vier Seen die Chara-AK 2 auf. In 13 Seen fanden sich keine Characeen (Chara-AK 5), dabei in 3 Seen (Densowsee, Steißsee, Schwanzsee) über den gesamten Projektzeitraum (Tab. A1, A2). Die anderen Seen waren in Chara-AK 3 oder 4 (Tab. A1, A2).



Abb. 6: Ermittlung der Unterwasservegetation mithilfe einer Unterwasserkamera und Echolot (Foto: C. Levertz)

3.3 Liegt die TP-Konzentration im Frühjahr über 30 µg/L?

Hintergrund: Die Gesamtphosphor (TP)-Konzentration im Frühjahr (nach der Vollzirkulation des Wassers in geschichteten Seen) ist ein wichtiger Indikator für die potenziellen Vorkommen von Characeen (Blindow 1992). Bei Werten unter 30 µg P/L ist davon auszugehen, dass für viele Characeen-Arten optimale Wachstumsbedingungen vorliegen, wenn nicht andere Stressoren ihr Wachstum behindern (Baastrup-Spohr et al. 2013). Oberhalb von 30 µg/L TP ist von möglichen Einschränkungen durch Lichtmangel, durch Phytoplankton oder Periphyton und hohe Dichten benthivorer Fische auszugehen. Die TP-Konzentration während der Frühjahrszirkulation als Referenz zu nutzen, ist sinnvoll, weil dieser über die Startbedingungen für den Wuchs in der beginnenden Saison entscheidet. In polymiktischen Seen sind auch TP-Konzentrationen aus dem Sommer geeignet, bei geschichteten Seen nehmen jedoch die TP-Konzentrationen im Epilimnion (obere, durchlichtete Wasserschicht) während des Sommers ab, was zu einer Unterschätzung der Trophie führen würde (siehe z. B. Daten aus dem Stechlinsee in Gonsiorczyk et al. 2024). Der genannte Schwellenwert bezieht sich nur auf den im Wasserkörper vorhandenen Gesamtphosphor. Bei zunehmender externer Zufuhr kann ein Teil des Phosphors im Sediment und in den Characeen gebunden vorliegen und so eine beginnende Eutrophierung zunächst unerkannt bleiben (Schneider et al. 2014, 2017). So bedecken im Ohrid See die Characeen nur 8 % der Seefläche (bzw. 0,3 % des Seevolumens), binden jedoch ca. ein Drittel der externen Nährstoffbelastung (Vermaat et al. 2020).

Methode: Die Phosphor-Analyse ist eine limnologische Methode mit zentraler Bedeutung, erfordert aber ein dafür speziell ausgestattetes Labor, um die relevanten, sehr kleinen Mengen im Wasser messen zu können. Die Wasserprobenahme erfolgt im Frühjahr aus dem Epilimnion, während der Wasserkörper zirkuliert (im Optimalfall bei 4°C Wassertemperatur, nach Eisbedeckung und vor einsetzender Schichtung durch die ersten warmen Tage). Die Bestimmung der TP-Konzentration sollte nach Standardmethoden wie z.B. nach Zwirnmann et al.

(1999) erfolgen, wobei TP nach $K_2S_2O_8$ -Aufschluss (5 %) bei 120°C als SRP (soluble reactive phosphorus) gemessen wird.

Projektdaten: In 65 Hartwasserseen Nordostdeutschlands wurde mit Daten aus dem Zeitraum 1991-2023 die Characeen-Abundanzklasse 1-2 bei TP-Konzentrationen unter 30 µg/L gefunden (Abb. 7). Die TP-Konzentrationen aller Jahre korrelierten positiv mit der Characeen-Abundanzklasse ($r = 0,38, p < 0,01$, Abb. 7). Daten aus verschiedenen Labors können gerade bei geringen TP-Konzentrationen erheblich voneinander abweichen, wenn z. B. verschiedene Aufschlussverfahren verwendet wurden.

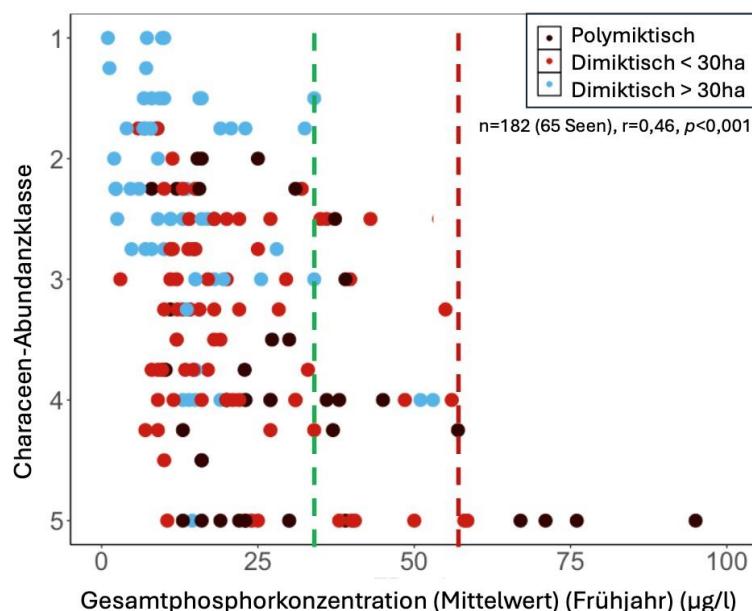


Abb. 7: Frühjahrs-Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen und Abundanzklasse der Characeen in 65 Seen (teils Projektseen) in NO Deutschland zwischen 1991-2023. Eingetragen ist der potentielle Schwellenwert für Characeen-Abundanzklassen 1 und 2 (30 µg TP/L) sowie der potentielle Grenzwert für Characeen-Vorkommen (60 µg TP/L) und die Korrelationswerte aller TP-Messungen mit den Werten der Characeen-Abundanzklassen. Werte aus 1-4 Jahren pro See mit Ausnahme von Gr. Stechlinsee (7), Gr. Kastavensee (8) und Gr. Weißer See (7).

3.4 Herrscht Lichtmangel am Gewässerboden?

Hintergrund: Das Vorkommen von Characeen ist, wie bei allen Unterwasserpflanzen, sehr stark von der Lichtverfügbarkeit abhängig (Schwarz & Hawes 1997, Wiik et al. 2015, Bertani et al. 2016). Eine Verringerung der Lichtverfügbarkeit kann einerseits durch eine Trübung des Wassers durch Phytoplankton und andere partikuläre Schwebstoffe, andererseits durch gefärbte gelöste organische Stoffe verursacht sein. Es wird allgemein davon ausgegangen, dass die maximale Besiedlungstiefe (untere Makrophytgrenze: UMG) von Unterwasserpflanzen mit der Sichttiefe korreliert (Succow & Kopp 1985, Søndergaard et al. 2013), auch wenn diese kein genaues Maß für das verfügbare Licht ist (Chambers & Prepas 1988). Die maximale Besiedlungstiefe von Characeen ist in klaren Seen nach Middelboe and Markager (1997) jedoch höher als die von Angiospermen (Abb. 8), da erstere nur zwischen 2 und 4 % des Oberflächenlichts brauchen (Schwarz et al. 2000), während für Gefäßpflanzen von 10-21 % ausgegangen wird (Chambers & Kalff 1985). Zusätzlich kann die Lichtverfügbarkeit für die Characeen durch Ufervegetation, Schwimmblattpflanzen oder höhere Unterwasserpflanzen, sowie durch den

Aufwuchs (Periphyton) vermindert werden. Die Periphyton-Biomasse kann bis zu 80 % des am Gewässerboden ankommenden Lichtes absorbieren (Abb. 9). Daher kann bei hohen Periphyton-Biomassen die UMG geringer sein als die theoretisch durch die Wasserklarheit mögliche. Auch Gefäßpflanzen, insbesondere hochwüchsige Arten und Schwimmblattpflanzen, können zur Beschattung der Characeen beitragen. Bei sehr geringen TP-Konzentrationen können diese durch Characeen auskonkurriert werden (Richter & Gross 2013).

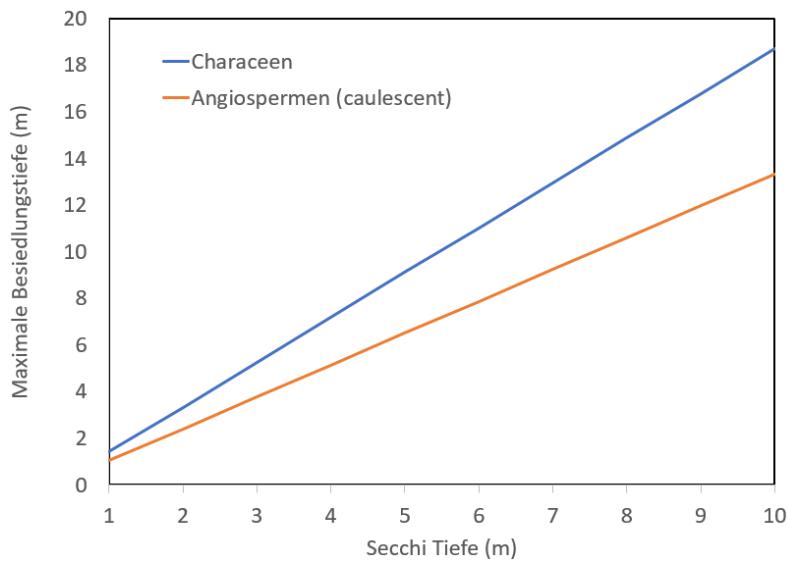


Abb. 8: Zusammenhang zwischen Secchi-Tiefe eines Sees und maximaler Besiedlungstiefe von Characeen und Angiospermen (nach Middelboe & Markager 1997)

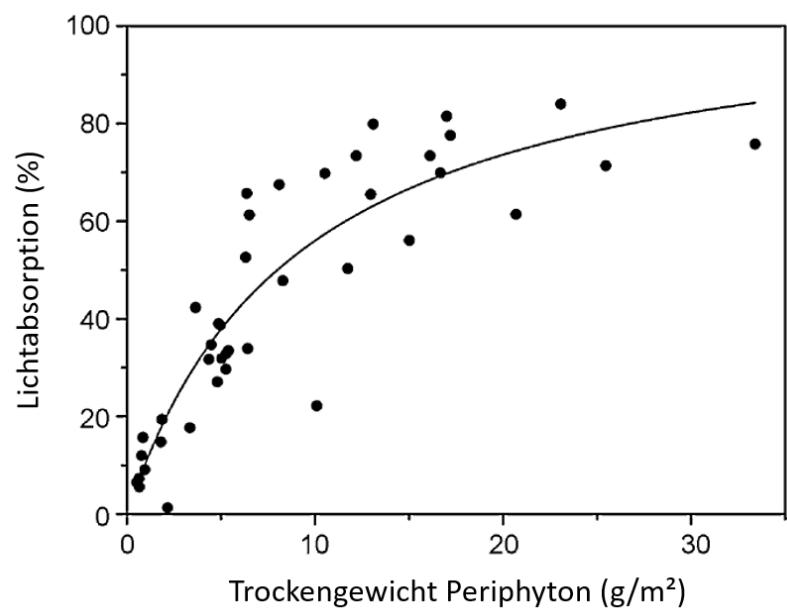


Abb. 9: Prozentuale Lichtabschwächung durch Periphyton-Biomasse (nach Köhler et al. 2010, S. 133)

Methode: Die Sichttiefe in Seen kann am einfachsten mit Hilfe der Secchi-Scheibe (Abb. 5) ermittelt werden. Messungen sollten mehrfach während der Vegetationsperiode erfolgen und gemittelt werden. Sichtbare Braunfärbungen durch Huminstoffe werden bei der Sichttiefenmessungen nicht adäquat erfasst, sie müssen separat vorgenommen werden. Üblich sind

entweder Messungen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) oder des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK) bei einer Wellenlänge von 254 oder 436 nm. Es kann auch eine Bestimmung der Farbe nach der Platin-Cobalt-Skala erfolgen (DIN EN ISO 6271). Bei einer Wasserfarbe oberhalb von 60 mg Pt/L hatten die meisten europäischen Seen eine untere Makrophytausbreitungsgrenze (UMG) von maximal 3 m (Søndergaard et al. 2013).

Die Messung der Periphyton-Biomasse zur Abschätzung der Beschattung kann durch Exposition von Plastikstreifen für einen definierten Zeitraum 50 cm unter der Wasseroberfläche (Abb. 10) erfolgen wie in Alirangues-Nuñez et al. (2023) beschrieben. Das Periphyton wird abgekratzt, ein Teil der Suspension durch einen Filter mit bekanntem Gewicht gezogen, das Trockengewicht bestimmt und auf die Oberfläche des Plastikstreifens umgerechnet. Um zu testen, ob die Periphyton-Biomasse durch eine Top-down-Kaskade von Fischen über Periphyton-Grazer (Schnecken, Chironomiden) gesteuert wird, können die Plastikstreifen (Abb. 10) innerhalb von offenen und geschlossenen Fisch-Exclosures exponiert werden. Eine relative Abschätzung der Periphyton-Abundanz kann auch mithilfe von Unterwasserfotos oder- videos erfolgen.



Abb. 10: Plastikstreifen zur Messung der Periphyton-Biomasse (Foto: M. Alirangues-Nuñez)

Projektdaten: Bei Sichttiefen von deutlich unter einem Meter sind potenzielle Wuchsbereiche für Characeen in den meisten Seen nur nahe am Ufer finden, wo Beschattung durch Röhricht, überhängende Bäume und Schwimmblattrasen die Besiedlung zusätzlich erschwert.

Ein Lichtmangel durch starke Braunfärbung unabhängig von der Sichttiefe kann nach eigenen Erfahrungen oberhalb eines DOC-Gehaltes von 16 mg/L angenommen werden (s. Kap. 3.23); UV-Absorptionswerte von über 30 m^{-1} bei 254 nm (stark humos nach Mauersberger 2006) erwiesen sich als ungünstig.

Die Daten des Chara-Seen-Projektes (Abb. 11) zeigen, dass trotz teilweise hoher sommerlicher Sichttiefen die Characeen ihre aus bekannten Relationen zwischen Sichttiefe (SD) und UMG (Middelboe & Markager (1997): $\text{UMG} = 1,8 \text{ SD}$, Mauersberger & Mauersberger (1996): $\text{UMG} = 1,2 \text{ SD} + 0,55$) theoretisch mögliche maximale Besiedlungstiefe in vielen Seen nicht erreichen oder sogar ganz fehlen (Abb. 11).

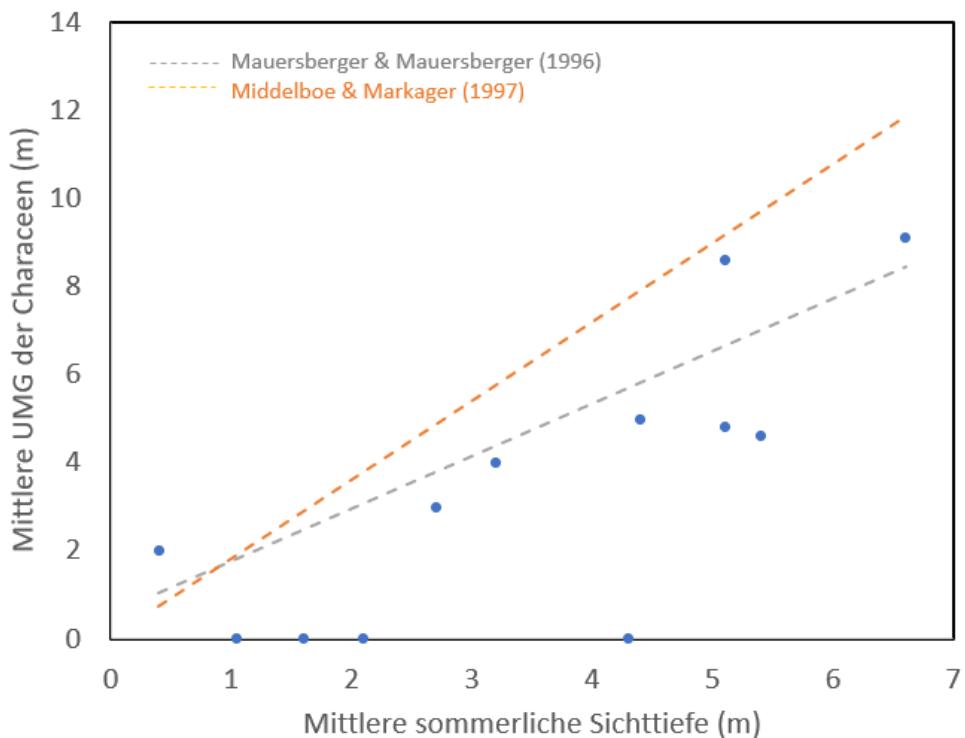


Abb. 11: Mittlere untere Makrophytengrenze (UMG) der Characeen in Abhängigkeit von der mittleren Sommer-Sichttiefe in 12 Hartwasserseen mit vorhandener oder verlorener Besiedlung durch Characeen (Daten aus 2020)

Mögliche Ursachen sind Herbivorie oder physische Schädigung durch Fische oder Krebse sowie Beschattung durch Periphyton-Bewuchs (Alirangues-Nuñez et al. 2023), wobei auch von Interaktionen dieser Stressoren auftreten können (Hidding et al. 2016). Bei Periphyton-Biomassen (Exposition im Sommer unterhalb der Wasseroberfläche für 4 Wochen) von mehr als ca. 4 g Trockenmasse je m² ist von einer Beeinträchtigung der Characeen auszugehen (Abb. 12).

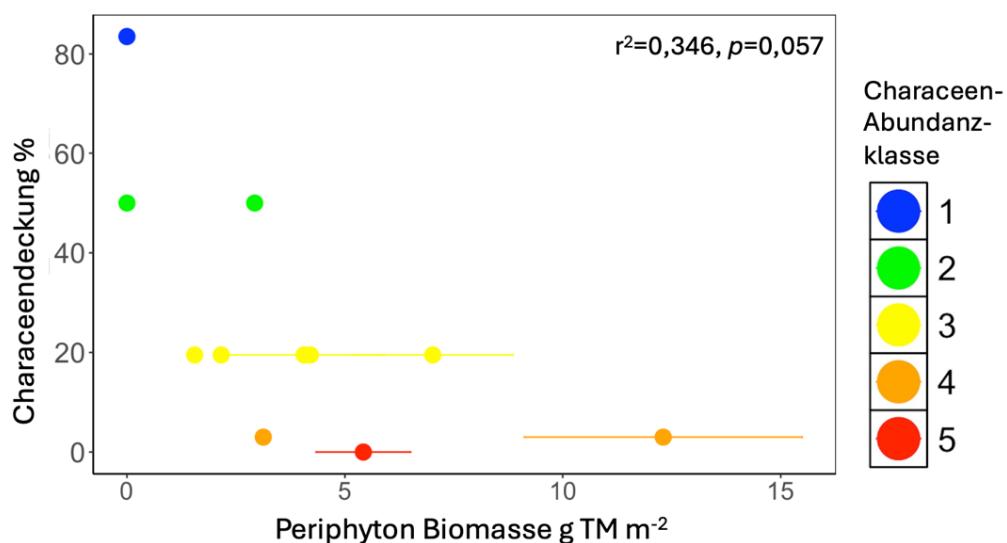


Abb. 12: Einfluss der Periphyton-Beschattung auf Characeen (verändert nach Alirangues-Nuñez et al. 2023)

3.5 Ist das Wasser zu kalkarm?

Hintergrund: Characeen in Hartwasserveen, wo überwiegend *Chara*-Arten und *Nitellopsis obtusa* vorkommen (Krause 1997), nutzen Hydrogenkarbonat (HCO_3^-) zur Photosynthese (Sleith et al. 2018). Darüber hinaus brauchen sie Kalzium für die Kalifizierung (Ablagerung von unlöslichem Kalziumkarbonat), durch die Protonen für die notwendige Umwandlung des Hydrogenkarbonats in CO_2 geliefert werden (McConaughey & Whelan 1997) und durch die sie sich eine hohe Photosyntheserate bei hohen pH-Werten sichern können (Sand-Jensen et al. 2018). Sowohl die Konzentrationen an Kalzium als auch der gelöste anorganische Kohlenstoff (DIC) können sich also in Hartwasserveen begrenzend auf das Characeen-Wachstum auswirken. Für Kalzium wurden potenzielle Grenzwerte für das Vorkommen von Characeen in Hartwasserveen von über 40 mg/L (Mauersberger 2006), 47,8 mg/L (Gabka 2009), 49 mg/L (Rey-Boizesson & Joye 2015) bis hin zu 55 mg/L (Kufel & Kufel 2002) ermittelt, welche jedoch artspezifisch variieren (Rey-Boizesson & Joye 2015, Olsen 1944).

Kalzium-Konzentrationen können sich im Laufe der Zeit verändern. In Lockergesteinslandschaften sind Grundwasserzutritte oder oberirdische Zuflüsse die Ursache für Transporte aller Mineralien und führen bei entsprechender Beschaffenheit der Sedimente im EZG zu höheren Kalkgehalten in den Gewässern. Lässt der Zustrom nach, z. B. durch verringerte Grundwasserneubildung als Folge des Klimawandels, kann die Kalzium-Konzentration im See sinken. Außerdem können anthropogen verursachte Versauerungen der Umwelt eine Rolle spielen (Weyhenmeyer et al. 2019). Liegen keine entsprechenden Altdaten zum Wasserchemismus vor, ist zu prüfen, ob entsprechende Zuflussänderungen, gesunkene Grundwasserpegel oder versauernde Einträge zu einer Verringerung der Kalzium-Konzentrationen geführt haben könnten.

Methode: Kalzium- und Kalziumkarbonat-Konzentrationen können aus Wasserproben (Mischprobenentnahme siehe 3.3) nach der in Rey-Boissezon & Joye (2015) beschriebenen Methode ermittelt werden. Karbonathärte oder die Alkalinität können ebenfalls als Maß herangezogen werden. Als Karbonathärte bezeichnet man die Menge der Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen, die mit den im Wasser enthaltenen Anionen der Kohlensäure schwerlösliche Carbonate bilden können. Die Karbonathärte entspricht der Hälfte der Konzentration des Anions Hydrogenkarbonat (HCO_3^-). Die Alkalinität ist das Säurebindungsvermögen und hängt hauptsächlich vom Gehalt an Karbonaten ab. Indizien auf Veränderungen der Kalkversorgung des Gewässers lassen sich aus historischen Wasserchemie-Daten sowie Grundwasser-Pegeldaten, vergleichenden Abflussmessungen oder Dokumenten zur wasserbaulichen Umgestaltung des EZG gewinnen.

Projektdaten: Die Projektseen mit einer Characeen-Abundanzklasse (AK) von mindestens 2 (Abb. 13) wiesen fast immer Ca^{2+} -Konzentrationen von über 40 mg/L auf und lagen damit bei dem von Mauersberger (2006) für das gleiche geographische Gebiet postulierten Wert. Die einzige Ausnahme stellt der Dreetzsee dar, in dem bei einer Characeen-AK von 1,5 zeitweise Ca-Werte unter 35 mg/L gemessen wurden, allerdings bei einem überproportional hohen Magnesiumgehalt von 8 mg/L. Als Schwellenwerte für eine Characeen-AK 2 werden daher 35 mg/L Ca sowie 43 mg/L als Summe der Kalzium- und Magnesium-Gehalte formuliert (Abb. 13). Für die Konzentrationen an DIC wurde in den Projektseen ein potenzieller Grenzwert von etwa 15 mg/L für das Vorkommen von Characeen (Abb. 14) gefunden.

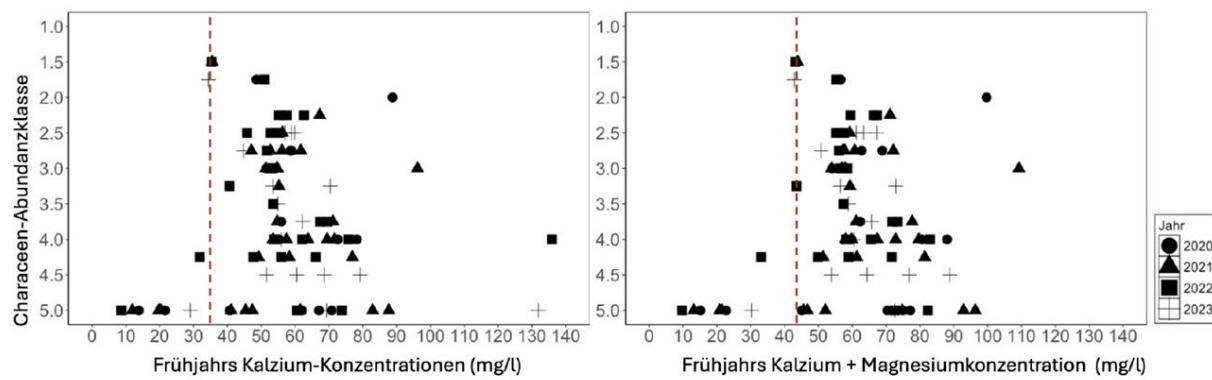


Abb. 13: Frühjahrs Kalzium-Konzentrationen (links) und Frühjahrs Kalzium + Magnesium-Konzentrationen (rechts) und Characeen-Abundanzklasse in 34 Projektseen in NO Deutschland zwischen 2020-2023, die gestrichelte Linie entspricht jeweils dem Mindestwert für Characeen-Wachstum (35 mg/L Ca, 43 mg Ca + Mg /L)

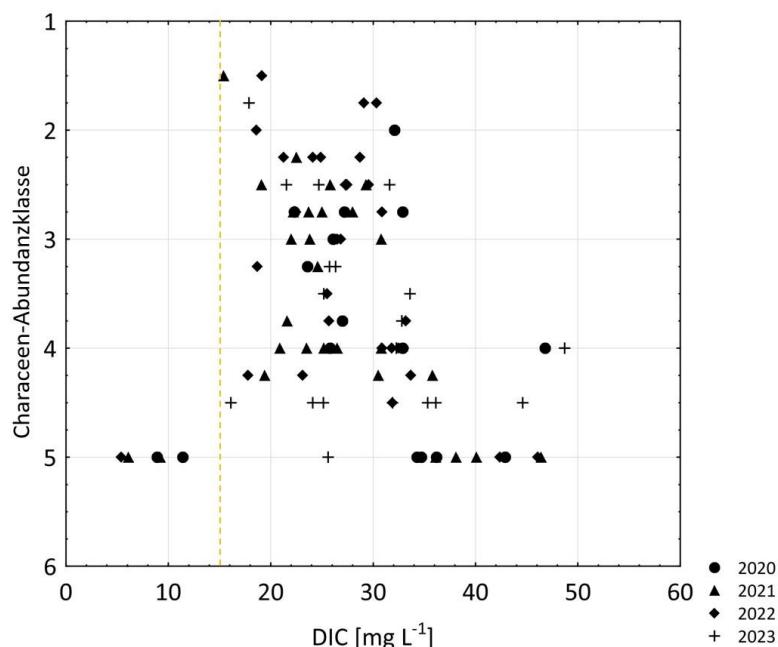


Abb. 14: Gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC) und Characeen-Abundanzklasse (AK) in Projektseen mit Grenzwert für Characeen-Vorkommen (gestrichelte Linie)

In einem Laborexperiment mit *Chara rudis* und *Chara globularis* mit 4 Kombinationen aus hohen und niedrigen DIC (21/6 mg/L) und Ca²⁺-Konzentrationen (50 und 10 mg/L) wurde gezeigt, dass ein Wachstum beider Arten nur auftrat, wenn sowohl die DIC- als auch die Ca-Konzentrationen oberhalb des Grenzwertes für Characeen-Wachstum in Hartwasserseen lagen. Es trat kein Wachstum auf, wenn einer der beiden Faktoren oder beide unterhalb des Grenzwertes lagen (Abb. 15).

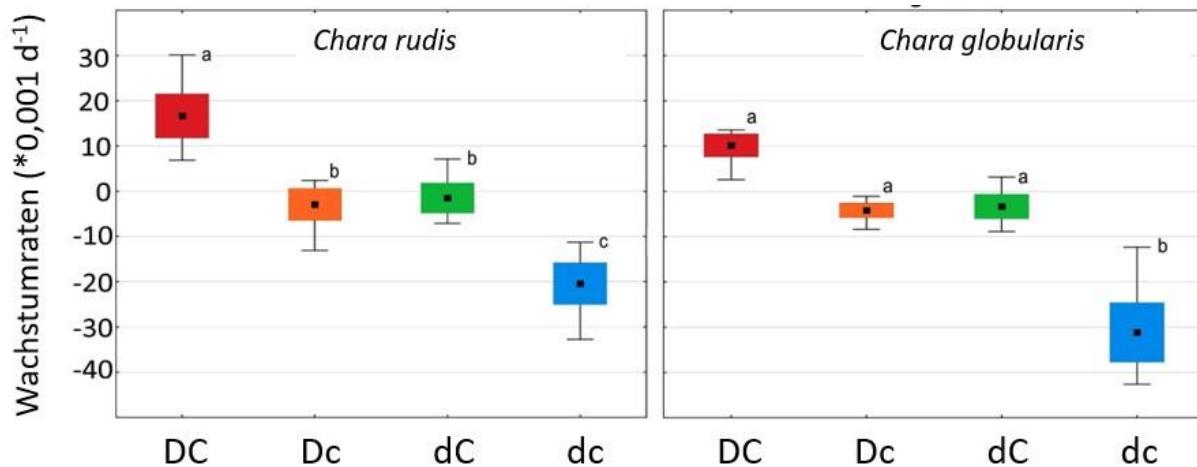


Abb. 15: Wachstumsraten von *Chara rudis* und *Chara globularis* in DIC- und Ca^{2+} -Konzentration oberhalb und unterhalb der Grenzwerte (D/d: 21/6 mg/L DIC, C/c: 50/10 mg/L Ca^{2+})

3.6 War der See früher von Characeen besiedelt?

Hintergrund: Um festzustellen, ob ein See trotz aktueller Abwesenheit von Characeen, ausreichender Lichtverfügbarkeit und Kalkarmut ein potenzieller Habitattyp 3140 sein kann, müssen Daten zu historischen Kalziumwerten und Characeen-Vorkommen begutachtet werden.

Methode: Um frühere Besiedlungen mit Characeen zu ermitteln, kann auf verschiedene Methoden zurückgegriffen werden. Für relativ viele natürliche Characeen-Seen im Jungpleistozängebiet liegen historische Angaben zur Unterwasservegetation aus der Literatur vor, die für einen Vergleich mit dem aktuellen Zustand geeignet sind. Fehlen Altdaten, kann mit Untersuchungen des Sedimentes auf Oosporen sowohl die historische Abundanz als auch die Artenzusammensetzung grob rekonstruiert werden (Hilt & Dilger 2004, Holzhausen et al. 2017). Fehlende Ooporen im Sediment weisen allerdings nicht notwendigerweise auf ein Fehlen von Characeen in der früheren Besiedlung hin.

In den Voruntersuchungen des Projektes wurden die Diasporenbanken in 23 Seen untersucht (Holzhausen 2018). Dabei wurden die enthaltenen Diasporen gezählt und nach Haas (1994), wenn möglich nach Art und ansonsten nach Artgruppen, bestimmt. Weiterhin erfolgte eine Vitalitätsbestimmung mittels der Crush-Test-Methode (Casanova & Brock 1990; Grillas et al. 1993; Bonis et al. 1995; Steinhardt & Selig 2007, 2008, 2009, 2011; Holzhausen et al. 2017) als auch mittels der spezifischeren 2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid- Methode (TTC-Methode, ISTA 2015).

Projektdaten: Für 32 der 36 Projektgewässer lagen Altdaten zu Characeenvorkommen vor (z. B. Blümel & Tepke 1996, Mauersberger 2004, Spieß 2004). Von den auf Oosporen getesteten Seen gelang nur an 5 kein Nachweis im Sediment (Tab. 6). Die Vitalität war signifikant positiv korreliert mit der Oosporen-Dichte (Abb. 16). Die Rekonstruktion der Characeen-Artenzusammensetzung mithilfe der Oosporen deutete auf *Chara contraria* als häufigste Art. In der rezenten Vegetation konnte diese Art jedoch lediglich in zwei Seen dokumentiert werden. Die Korrelation zwischen Oosporen-Dichte in den Voruntersuchungen und Characeen-Arbundanzklasse verbesserte sich durch die durchgeführten Maßnahmen deutlich (Abb. 17). Dies deutet darauf hin, dass eine hohe Oosporen-Dichte das Aufkommen von Characeen unterstützt.

Tab. 6: Characeen-Oosporen-Dichte und -Vitalität, bekannte Characeen-Vorkommen sowie Characeen- Abundanzklassen vor und nach Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen

See	Oosporen-Dichte (n/L Sediment)	Oosporen-Vitalität (%) ¹	Characeen-Vorkommen bekannt ²	Characeen-Abundanzklasse vor/ nach Maßnahmen ³
Stübnitzsee	0	na	x	(5/5)
Großer Köllnsee	0	na	x	5/4,5*
Großer Grumsinsee	0	na	-	(5/5)
Kleiner Trebowsee	0	na	x	(5/5)
Steißsee	0	na		(5/5)
Schwanzsee	1	0	-	5/5
Großer Petznicksee	11	30-55	x	5/3,75
Großer Boberowsee	13	10-20		4/4,5
Großer Griebchensee	16	15-20	x	4,5/3
Krienkowsee	25	5-10	-	5/4,5*
Großer Keetzsee	28	10-30	xx	(3/3)
Kleiner Küstrinsee	33	40-60	x	5/4,25
Dabelowsee	40	<10	x	(3,75/3,75)
Paulsee	64	10-50	x	(5/5)
Großer Weißer See	68	10-30	x	4/3,25
Großer Bodensee	84	20-80	xx	4/4
Dreetzsee	92	50-60	xx	(1,5/1,5)
Wuckersee	102	30-70	xx	3/2,25
Großer Kronsee	370	15-40	xx	3/2,75
Warnitzsee	945	20-75	xx	2,75/2,5
Waschsee	1385	20-60	xx	3,25/3
Krüselinsee	1536	60-90	xx	2/1,75
Großer Gollinsee	6297	30-75	xx	4/2,5

¹ na nicht anwendbar

² -/x/xx keine/kleine/große Vorkommen aus Altdaten bekannt

³ Werte in Klammern für Seen ohne Maßnahmen, * Characeenvorkommen nur in Exclosures

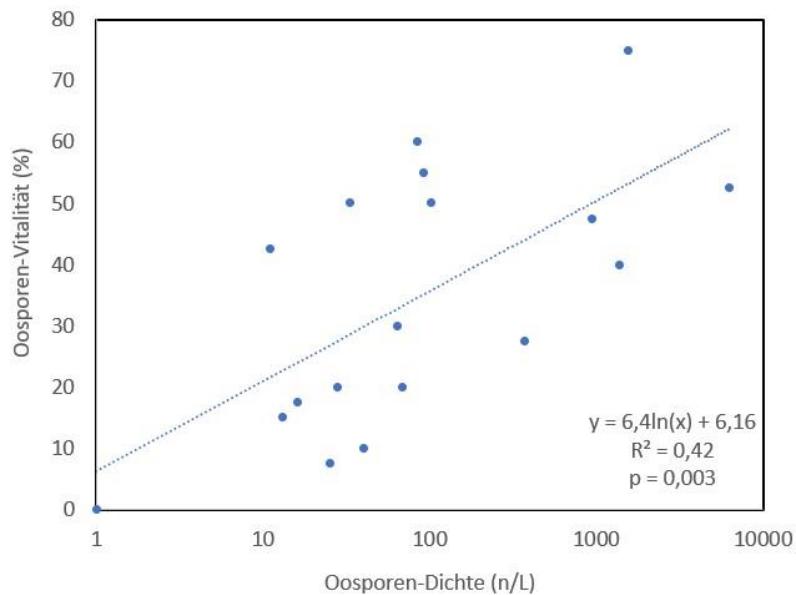


Abb. 16: Oospore-Vitalität in Abhängigkeit von der Oospore-Dichte in 23 Hartwasser-Seen

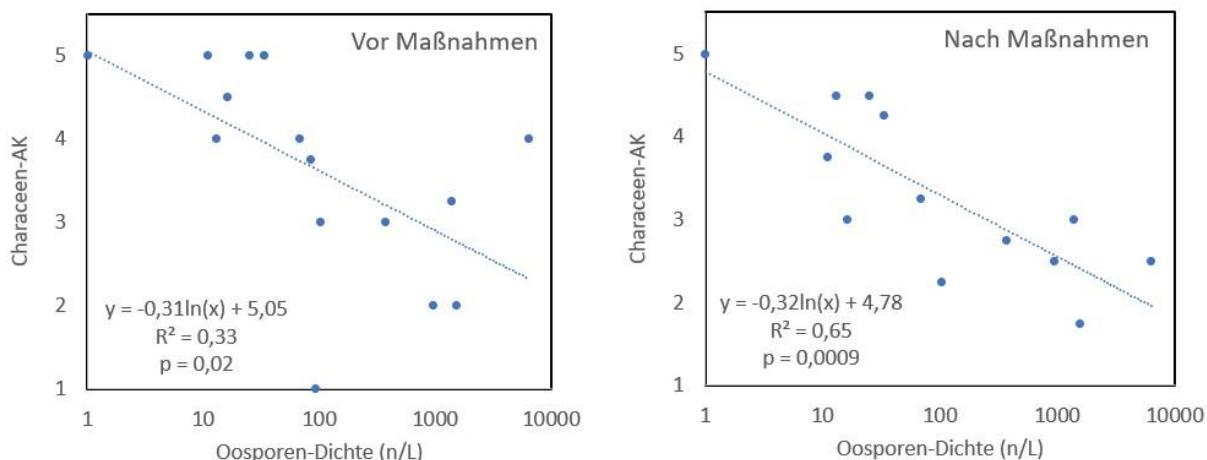


Abb. 17: Characeen-Abundanzklasse (AK) in Abhängigkeit von der Oospore-Dichte im Sediment während der Voruntersuchungen vor und nach Maßnahmen an den Seen

3.7 Ist die TP-Konzentration über 60 µg/L?

Hintergrund: Vorkommen von Characeen sind typischerweise begrenzt auf Gewässer mit niedrigen Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen im Wasser (siehe 3.3). Bei höheren TP-Konzentrationen kommt es zunächst zu einer Dominanz von Gefäßpflanzen, die Characeen bei diesen Bedingungen auskonkurrieren, und letztendlich zum Verlust aller submersen Makrophyten durch Dominanz des Phytoplanktons (Sayer et al. 2010, Hilt et al. 2018). Im Entscheidungsschema wurde eine hohe TP-Konzentration vereinfachend als Indikator für Lichtmangel am Gewässerboden angenommen, wobei auch andere Wirkmechanismen für den Ausfall von Characeen bei hoher Trophie in Frage kommen.

Methode: siehe 3.3.

Projektdaten: Characeen wurden in den untersuchten Hartwasserseen in Nordostdeutschland im Projekt ausschließlich bei mittleren Frühjahrs-TP-Konzentrationen von unter

ca. 60 µg/L gefunden (Abb. 7), weshalb dieser Wert als begrenzend für Characeen-Vorkommen in Seen angenommen wird.

3.8 Besteht eine externe TP-Belastung?

Hintergrund: Das Vorhandensein und die Menge der externen P-Einträge in Seen ist eine der entscheidenden Steuergrößen für deren Wasserqualität und die Lebensraumeigenschaften für Characeen (Forsberg 1964, Blindow 1992, Bastrup-Spohr et al. 2013). Eine Identifizierung der relevanten P-Eintragspfade und die Quantifizierung der Nährstoffeinträge sind daher Voraussetzung für eine erfolgreiche Seentherapie (DWA 2024). Die Nährstoffeinträge hängen maßgeblich von der Hydrologie des Gewässers und der Größe des EZG ab (Håkanson 2005). Der P-Gehalt und die P-Mobilisierbarkeit in den Böden des EZG bestimmen die geologische Grundbelastung und damit den potenziell natürlichen Zustand der Seen. Hier im Fokus stehen aber die externen anthropogenen P-Einträge, z. B. aus P-Düngemitteln der Landwirtschaft, die oberflächlich oder über das Grundwasser in die Seen gelangen, oder Abwässer aus Siedlungen und Tierproduktionsanlagen oder Abflüsse aus entwässerten Mooren. Ein oft unterschätzter Faktor sind hydrologische Veränderungen durch Schaffung künstlicher Abflussbahnen (Gräben, Drainagen), die das oberirdische EZG und damit die externen P-Einträge vergrößern können, selbst wenn das zufließende Wasser keine erhöhten P-Konzentrationen aufweist. Aktuell befinden sich nur etwa ein Viertel der deutschen Seen über 50 ha in einem sehr guten oder guten ökologischen Zustand, wofür oft die trophische Situation verantwortlich ist (DWA 2024). Besteht eine zu hohe externe P-Belastung, haben Maßnahmen zur Reduktion der P-Einträge absolute Priorität gegenüber allen anderen Aktivitäten zugunsten der Characeen-Vorkommen.

Methode: Der aktuelle Wissensstand zu den methodischen Ansätzen für die Quantifizierung der P-Einträge in Seen findet sich im DWA-Merkblatt „Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie“ (DWA 2024). Für den Nachweis der Einträge von Phosphor bedient man sich Modellierungen, die eine Abschätzung über die EZG-Größe und die Flächennutzung ermöglichen sollen. Sichere Daten liefern wasserchemische Untersuchungen von Zuflüssen, die über einen längeren Zeitraum gekoppelt mit Durchflussmessungen stattfinden, wodurch konkrete Frachten berechnet werden können. Fehlen oberirdische Zuflüsse oder sind sie in Relation zur Gesamtspeisung des Sees gering, ist das Grundwasser zu beproben. Dabei nutzt man repräsentativ im EZG errichtete Grundwasserrohre oder kann Schichtenwasseraustritte am Seeufer ausfindig machen und chemisch untersuchen. Eine weitere wesentliche Methode ist die Recherche nach Punktquellen und Altlasten im EZG, die Erkenntnisse zur genauen Herkunft und Quantität spezieller Belastungen liefern können. Dies können Abläufe von Kläranlagen, Ställen und Industrieanlagen oder geschlossene, nicht gedichtete Müllkippen sein. Hier sind Befragungen oder Einsicht älterer Unterlagen das Mittel der Wahl.

Projektdaten: Im Rahmen des Projektes wurden die P-Konzentrationen an den Zuflüssen mehrerer Seen gemessen (Tab. 7). Für Seen mit kleinem Volumen und in Bezug auf den dazu recht starken Zufluss (Densowsee, Köllnsee und Krienowsee) wurde die P-Fracht aus dem Zufluss als Hauptbelastungsfaktor identifiziert. Am Sabinensee münden alle Zuflüsse (Rohrleitungen aus dem ackerbaulich genutzten EZG) in den Nordteil des Sees, während sich die ausgedehnten Characeen-Bestände ausschließlich im Südteil befinden.

Am Dabelowsee wurden während der Voruntersuchungen die Abflüsse der nährstoffbelasteten Gadowseen beprobt, die allerdings nur zeitweilig Wasser führten. Die daraufhin separat geförderte Studie (IaG 2021) untersuchte zusätzlich den Hauptzufluss sowie das Grundwasser an mehreren Stellen im EZG. In Tab. 7 wurde ein Mittelwert der Messwerte von Grundwasserproben eingefügt, die aus drei Probestellen in Agrarflächen stammen (das Grundwasser im Wald nördlich des Dabelowsees erwies sich als TP-arm).

Tab. 7: Projektseen mit erhöhter externer P-Belastung aus dem EZG als Hauptursache für fehlende Characeen

See	Größe (ha)/Tiefe (m)	Größe EZG (km ²)	Characeen-Abundanzklasse	TP-Konzentrationen (µg/L) im Zufluss
Dabelowsee	101/30	78	4	62 (Abfluss Brückenthinsee) 180 (Grundwasser Agrarflächen)
Densowsee	18/1,5	3	5	82 (Hauptzufluss)
Gr. Boberowsee	19/12,6	3	4	81
Gr. Köllnsee	5/6	4	5	95
Krienkowsee	13/8	9	5	51
Sabinensee	56/5,6	3	3	120 (Rohrleitung aus N)

3.9 Treten massenhaft eutraphente Makrophyten auf?

Hintergrund: Bei zunehmender Eutrophierung von Seen werden Characeen oft durch höherwüchsige Gefäßpflanzen verdrängt (Blindow 1992, Hilt et al. 2018). Diese beschatten die niedrigwüchsigen Characeen, was durch eine selektive Ernte verbessert werden kann. Coops et al. (2002) simulierten mithilfe des Modells Charisma verschiedene Ernteregime in einer Mischvegetation aus *Potamogeton perfoliatus* und *Chara aspera* in Wassertiefen zwischen 0,5 und 2,5 m. Bei einer jährlichen Wiederholung der selektiven Ernte von *P. perfoliatus* über mehrere Jahre war es möglich, eine nachhaltige Verschiebung zugunsten von *C. aspera* zu bewirken. Durch Ernte der Gefäßpflanzen können dem See außerdem Stickstoff (N) und Phosphor (P) entzogen werden (Bartodziej et al. 2017).

Methode: Wenn die Kartierung (siehe Kap. 3.1) zeigt, dass ein See überwiegend oder vollständig aus durchlichtetem Flachwasser besteht (mittlere Tiefe ca. 1,5 m) und im Sommer zu mehr als 70% mit eutraphenten Makrophyten bewachsen ist, kann er für eine Makrophytenernte zur Verringerung der Beschattung und zum P-Entzug (Maßnahme M6) geeignet sein. Ist die Makrophytendekoration zu gering, lohnt eine Ernte nicht, da dann auch die Konkurrenz für Characeen keine maßgebliche Rolle spielt.

Projektdaten: In 7 untersuchten Seen nahmen eutraphente Gefäßpflanzen nennenswerte Teile des besiedelbaren Seebodens ein, so dass Konkurrenz für das Fehlen von Characeen zumindest mitverantwortlich gemacht wurde. Darunter befanden sich nur zwei Flachseen, bei denen die Bestände deutlich mehr als die Hälfte des Gewässers einnahmen. Während beim Densowsee starke, noch anhaltende Nährstoffeinträge ermittelt wurden, erfüllte der Haussee

bei Metzelthin (Abb. 18) die Voraussetzungen für Maßnahme M6 (flach, ohne externe P-Belastung und flächenhaft mit *Ceratophyllum submersum* bewachsen).



Abb. 18: In diesem See ist davon auszugehen, dass ein großer Teil des Phosphors mit submersen Makrophyten geerntet werden kann (Haussee Metzelthin im Juni 2021, Foto: R. Mauersberger)

3.10 Verfügt der See über einen Durchfluss?

Hintergrund: Die Verweilzeit des Wassers im See ist wichtig für die Wahl der Maßnahmen und die Geschwindigkeit des Antwortverhaltens. Bei Seen mit kurzer Verweilzeit werden externe Maßnahmen schneller wirksam als bei Seen mit langer Verweilzeit. Bei Seen mit permanenten oder zumindest regelmäßig stark schüttenden Zuflüssen kann auf diesem Wege eine stetige P-Nachlieferung erfolgen, die eine sehr niedrige Trophie schwer erreichbar macht. Die Voraussetzungen für einmalige seeinterne Maßnahmen sind in diesen Seen dann ausgesprochen ungünstig. Der Effekt wird nur dann abgeschwächt, wenn einerseits die Verweilzeit wegen eines besonders großen Seevolumens dennoch sehr lang ist oder wenn andererseits der Zufluss aus einem geschichteten See kommt, der als Vorsperre fungiert und im Sommer nur ausgesprochen P-armes Epilimnion-Wasser liefert. Verfügt der See über keinen oder nur geringen Durchfluss, kann es sich gemäß Schema um einen See handeln, der trotz Fehlen einer rezenten externen Nährstoffquelle P-reiches Wasser aufweist, aber nicht für eine Makrophytenentnahme geeignet ist. Nur in dieser Konstellation werden interne chemische Maßnahmen (z. B. Fällung) empfohlen. Eine längerfristige Wirkung einer Fällung ist gemäß DWA-Merkblatt vor allem dann zu erwarten, wenn der See unabhängig von einer bereits erfolgten externen Lastsenkung eine lange Aufenthaltszeit aufweist (DWA, 2024).

Methode: Anhand von Karten sowie vor Ort wird das Vorhandensein von Zuflüssen ermittelt (s.a. 3.11). Falls es welche gibt, werden die Abflussmengen an möglichst vielen Tagen unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen im Jahresverlauf ermittelt (sofern diesbezügliche Daten nicht vorliegen) und in Beziehung zum Seevolumen gesetzt. Bei einer Aufenthaltszeit von unter einem Jahr ist das Vorhandensein des oberirdischen Zuflusses als entscheidungsrelevante Größe anzusehen.

Projektdaten: Von den 36 Projektseen sind 7 permanent durchflossen, weitere 7 periodisch. Die Merkmalskombination für diese Frage (durchflossener See mit Makrophyten und TP über 30 µg/L, ohne aktuelle externe Belastung) trat unter den Projektseen nicht auf.

3.11 Ist die Grundwasserspeisung dominant?

Hintergrund: Um Belastungen im EZG ermitteln zu können, ist es erforderlich, den Pfad des Wasserzustromes in den See zu kennen, der in der Regel für die relevanten P-Transporte verantwortlich ist. Gibt es einmündende Fließgewässer oder vegetationsarme Hänge mit versickerungsschwachen Böden, von denen bei Starkniederschlägen erosive, stoffbeladene Zuflüsse zu erwarten sind, sollte die Suche nach den P-Quellen dort beginnen. Fehlt beides oder sind die daraus resultierenden Durchflussmengen zu gering, sind diffuse, flächenhafte Einträge aus dem Grundwasser wahrscheinlich. Diese können, wie z. B. im Arendsee (Meinikmann et al. 2015), sehr hoch sein. Grundwassereinfluss kann aber nicht nur P aus dem EZG transportieren, sondern auch zu einer lokalen Freisetzung von P aus litoralen Sedimenten führen (Perillon et al. 2017).

Methode: Die Quantifizierung der Nährstoffeinträge über das Grundwasser ist durch deren räumliche und zeitliche Heterogenität schwierig. Oberirdische Zuflüsse sind in Phasen von Hochwasserabflüssen (meist zeitiges Frühjahr) leicht zu finden und hinsichtlich ihrer Relevanz für den Wasserhaushalt des Sees einzuschätzen. Fehlen oberirdische Zuflüsse (auch solche, die verrohrt sind) oder ist ein See komplett zu- und abflusslos (Grundwassersee im Sinne von Mauersberger 2006), ist die Grundwasserspeisung automatisch als dominierend anzunehmen. Ein Überblick zu den Methoden findet sich im Merkblatt DWA-M 606 (DWA 2024).

Projektdaten: Im E+E-Vorhaben wurden mit dem Kleinen Krinertsee und dem Sabinensee zwei Gewässer näher betrachtet, die sehr wahrscheinlich vorwiegend aus dem Grundwasser gespeist werden. Die in Anstromrichtung liegenden Flächen waren bereits zum großen Teil in emissionsarme Bioanbauflächen umgewandelt worden. Es waren aber für beide Seen Drainagezuläufe bekannt, die in mehrjährigen Abständen größere Wassermengen aus Ackerflächen und vor allem aus dortigen Senken (Toteislöcher/Sölle) antransportierten. Die Relevanz für das gesamte Abflussgeschehen der Seen konnte nicht verifiziert werden.

Mit einer separaten Studie wurde der Dabelowsee (IaG 2021) untersucht, wobei die Summe der gemessenen oberirdischen Zuflüsse unter Abzug der angenommenen Verdunstung dem oberirdischen Abfluss gegenübergestellt wurden. Dabei konnte ermittelt werden, dass die Abflussmenge viel größer war als der oberirdische Zufluss und demnach Speisung des Sees hauptsächlich über das Grundwasser erfolgt. Da die P-Konzentrationen in den Zuflüssen (insbesondere aus dem Großen Brückenthinsee) zudem relativ gering waren, waren quantitative Einträge vor allem über den Grundwasserpfad in den See wahrscheinlich. Die eigentliche Belastungsquelle war damit jedoch noch nicht ermittelt, da das EZG zum großen Teil bewaldet ist und der überwiegende Teil der Offenflächen inzwischen extensiv bewirtschaftet wird.

3.12 Besteht überwiegend intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet?

Hintergrund: Intensive landwirtschaftliche Nutzung gehört zu den stärksten Eutrophierungsursachen, insbesondere aufgrund der Düngung der Flächen mit Phosphor. Während in den letzten Jahrzehnten hinsichtlich der P-Frachten aus Abwässern in deutsche Gewässer deutliche Verringerungen erreicht wurden, sind im Bereich landwirtschaftlicher Flächen nur geringe Fortschritte erzielt worden (DWA 2024). Sind keine noch stärkeren P-Quellen (vor allem Abwässer aller Art) identifizierbar, ist davon auszugehen, dass hiermit die entscheidende Belastungsursache gefunden ist.

Methode: Die Abgrenzung des oberirdischen EZG kann anhand topografischer Karten mit Höhenlinien oder eines digitalen Geländemodells schnell grob ermittelt werden. Für die Ermittlung des unterirdischen EZG sind hydrogeologische Kartenwerke zu konsultieren, um anhand der Hydroisohypsen Fließrichtungen zu ermitteln. Sind alle Flächen bekannt, von denen Wasser auf den verschiedenen Wegen in den See gelangen kann, werden diese mit den Nutzungsarten verschnitten. Wie hoch der Einfluss einer speziellen Intensivlandwirtschaftsfläche auf den betrachteten See ausfällt, ist von zahlreichen Faktoren (Entfernung vom See, Versickerungsfähigkeit und Kalkgehalt der Böden, Hangneigung, Fruchtfolge, Lage von Drainagen) abhängig und daher oft nur unter hohen Kosten quantifizierbar (DWA 2024). In der Regel hilft aber bereits eine grobe Abschätzung, um zu einer Bewertung der Relevanz der Agrarflächen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees zu kommen.

Projektdaten: Unter den Projektseen befanden sich nur 10, in deren EZG sich mehr oder minder große landwirtschaftlich genutzte Flächen befinden, in vielen Fällen jedoch in Form von Extensivgrünland oder Biolandbau, wo ein geringes Stoffaustragsrisiko angenommen wurde. Nur im EZG von 4 Seen findet bislang noch konventioneller Ackerbau statt, wobei jeweils sehr unterschiedliche Verhältnisse herrschen: Am Bergsee wurden die naheliegenden Flächen in Grünland umgewandelt; der Krienkowsee liegt im Wald, aber über den Zufluss gelangt Wasser aus Ackerflächen in den See, das jedoch mehrere geschichtete Seen mit Vorsperrenwirkung passieren muss. Im EZG des Großen Kronsees existieren große Ackerflächen, die jedoch überwiegend nicht zum See geneigt sind und auf einer versickerungsschwachen Lehmplatte liegen, so dass der See dennoch eine sehr gute Wasserqualität aufweist. Am Densowsee entwässern Ackerflächen zunächst in eine entwässerte Moorniederung, so dass sich die Belastung vermutlich addiert.

3.13 Sind Graskarpfen oder invasive Krebse im See?

Hintergrund: Der nicht einheimische Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*), der nur über Besatz in die Seen gelangen kann (Waterstraat et al. 2017), ernährt sich überwiegend von Unterwasserpflanzen. Schon bei geringen Dichten sind erhebliche Schäden für die Unterwasservegetation möglich (Pipalova 2002, 2006). Es besteht allerdings Uneinigkeit darüber, ob Graskarpfen Characeen gegenüber anderen Makrophytenarten bevorzugen (siehe Review von Wildhaber et al. 2023).

Starke herbivore Effekte auf Characeen sind auch für einige invasive Krebsarten wie z. B. dem Roten Amerikanischen Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*) (Souty-Grosset et al. 2016, van de Wal et al. 2013) und dem Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) bekannt (Nyström & Strand 2003), die auch in der Unionsliste invasiver gebietsfremder Arten genannt sind (Nehring & Skowronek 2023). Vom Signalkrebs werden Characeen gegenüber anderen Makrophyten

bevorzugt gefressen (Nyström & Strand 2003). Für den Marmorkrebs (*Procambarus fallax forma virginalis*) und den Kamberkrebs (*Faxonius limosus*) sind Effekte auf Characeen noch nicht bekannt bzw. untersucht, obwohl Makrophyten auch zu ihrem Nahrungsspektrum gehören.

Methode: Graskarpfen lassen sich mit Kiemennetzen aller Art üblicherweise nicht fangen, ihr Vorhandensein kann über Kummreusen (Sidow 2016, eigene Daten), am zuverlässigsten aber per eDNA-Analyse des Wassers (Herder & De Bruin 2018) nachgewiesen werden. Die Bestdandsdichte wird jedoch mit beiden Methoden nach Erfahrungen aus dem Projekt systematisch unterschätzt. Hilfreich können auch Besatzstatistiken oder Befragungen von lokalen Angler*innen oder Fischer*innen sein, auch wenn der Besatz in den meisten Fällen illegal stattfindet.

Invasive Krebse lassen sich über Krebsreusen fangen.

Projektdaten: Nur in zwei Maßnahmenseen (Großer Weißen See, Dreiersee) und einem Referenzgewässer (Langhäuser See) waren nachweislich Graskarpfen vorhanden. Im Langhäuser See, einem nährstoffarmen Grundwassersee mit ehemals großen Characeen-Vorkommen, war der Besatz mit Graskarpfen vermutlich die entscheidende Rückgangsursache für die Unterwasservegetation; zwar gelang kein Nachweis mit Multimaschennetzen, aber die Tiere wurden vom Boot aus beobachtet und von Angler*innen mehrfach gefangen.

In den Projektgewässern kamen außer dem Kamberkrebs keine Großkrebse vor.

3.14 Besteht ein Eintrag aus einer Punktquelle?

Hintergrund: Punktquellen können ein entscheidender Nährstoffeintragspfad in Seen sein. In deutschen Gewässern sind sie im Durchschnitt für ca. 50 % der P-Einträge verantwortlich (UBA, 2020). Typisch sind Abläufe von Kläranlagen oder Abflüsse (evtl. nur als Altlast) aus Tierproduktionsanlagen. Prinzipiell können auch Gräben der Moorentwässerung hier eingeordnet werden, die zwar meist geringere Nährstoffkonzentrationen, aber höhere Zuflussmengen aufweisen.

Methode: Punktquellen lassen sich am leichtesten durch Befragungen ermitteln. Zur Einordnung ihrer Relevanz empfiehlt es sich, mehrere Wasserproben zu verschiedenen Jahreszeiten zu nehmen und deren P-Konzentration zu analysieren. Gemeinsam mit der zufließenden Wassermenge lässt sich daraus die Größenordnung eventueller Frachten abschätzen.

Projektdaten: Am Densowsee wurde am Ufer, das an eine Ortslage grenzt, ein stark P-belasteter Schichtenwasseraustritt identifiziert (210-620 µg TP/L). Die Ursache konnte nicht ermittelt werden; es wird eine landwirtschaftliche Altlast im Ort vermutet. An demselben See bringt ein Zufluss größere Wassermengen aus einer meliorierten Moorniederung mit. Die P-Konzentration dieses Wassers war zwar deutlich geringer (50-150 µg TP/L), wegen der viel höheren Durchflussmenge ist hier jedoch die entscheidende Fracht in den See zu erwarten.

3.15 Sind nur kleinmaschige Exclosures hilfreich?

Hintergrund: Dieser Punkt im Entscheidungsschema zielt auf das massenhafte Vorhandensein von kleinen Fischen ab. Dies ist mit fischereilichen Methoden schwer ermittelbar; Exclosure-Versuche können jedoch als guter Indikator dafür dienen. Kleine Fische in hoher Dichte (vor allem Plötze, Rotfeder, kleiner Barsch, verbuttete Karausche oder Schlei) können zum Absterben von Characeen beitragen, entweder über direkte Herbivorie, mechanische Beschädigung junger Triebe bei der Aufnahme periphytischer Nahrung (Körner & Dugdale 2003) oder durch die Bestandsreduktion von Periphyton-Grazern (Schnecken, Chironomidenlarven u. a.), was zur Förderung des Algenaufwuchses auf den Characeen führt (Mahdy et al. 2015). Als einheimische herbivore Fischart kommt im Wesentlichen die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) in Hartwasserseen vor (Nurminen et al. 2003). Characeen werden durch Rotfedern teilweise bevorzugt gegenüber anderen Makrophyten-Gattungen, z. B. *Myriophyllum* und *Ceratophyllum*, konsumiert. Im Sommer nehmen Rotfedern täglich bis zu 22 % ihrer Körpermasse an Characeen auf (Lake et al. 2002). Prejs (1984) beschreibt aus Untersuchungen in polnischen, eutrophen Seen auch omnivore Plötzen (*Rutilus rutilus*) als Fischart mit Makrophyten (inkl. Characeen) als wesentlichem Nahrungsanteil in einigen Alterskategorien. Auch Horppila et al. (2000) zeigen einen Makrophytenanteil von bis zu 60 % in der Nahrung größerer Plötzen (>18,5 cm) in litoralen Populationen finnischer Seen während der Sommermonate. Körner & Dugdale (2003) fanden einen Effekt von 1+ Plötzen auf das Kamm-Laichkraut (*Stuckenia pectinata*) bei geringer Verfügbarkeit von Zooplankton. Es ist daher von ähnlichen Effekten der Plötzen auf Characeen auszugehen.

Methode: Um zu testen, ob nur große oder auch kleine Fische einen Einfluss auf das Characeen-Wachstum haben, sollten sowohl große als auch kleine Maschenweiten getestet werden. Bei Maschenweiten von weniger als 10 Millimetern kann dieser Effekt in der Vegetationsperiode gut nachvollzogen werden. Wenn Besatzmaterial im Exclosure weiterwächst, während es in der teilweise offenen Vergleichsfläche innerhalb von Wochen oder weniger Monate abgestorben ist, ist hier ein entscheidender Stressfaktor gefunden. Entsprechend plausible Ergebnisse sind jedoch nur zu erzielen, wenn durch regelmäßige Unterhaltung und Kontrollen die (weitgehende) Fischfreiheit der Exclosures gewährleistet wird, was relativ aufwändig sein kann.

Projektdaten: Von 18 Projektseen mit kleinmaschigen Exclosures wurde in 12 ein Anwuchserfolg von Characeen beobachtet, während ein Anwachsen in ungeschützten oder großmaschig gezäunten Bereichen der jeweiligen Seen ausblieb (Abb. 19). Im Jungfernsee und Großen Tietzensee blieben die etablierten Characeen-Bestände erhalten, nachdem der Schutz rückgebaut wurde. Dies deutet darauf hin, dass die frühen Phasen der Entwicklung besonders sensibel gegenüber der Aktivität von Fischen, auch von kleinen, sind. Weitere Details finden sich in Mauersberger et al. (2026).



Abb. 19: Fisch-Exclosure mit kleinen Maschenweiten, mit positivem Effekt auf Characeen (links, Foto: R. Mauersberger) und mit großen Maschenweiten ohne Effekt (rechts, Foto: S. Oldorff), beides im Großen Gollinsee

3.16 Sind große piscivore Fische vorhanden?

Hintergrund: Das Fehlen piscivorer Fische kann Massenentwicklungen von planktivoren oder benthivoren Fischarten auslösen, die wiederum ungünstige Wirkungen auf Makrophytenbestände nach sich ziehen (siehe 3.17). Die Ursachen können natürlicher Art sein (zeitweilige massive Wasserstandsverluste oder Ausstickung) oder als Folge zu intensiver, einseitiger Bewirtschaftung der Raubfischbestände entstehen. In den letzten Jahrzehnten sind Veränderungen in der fischereilichen Bewirtschaftung der Seen wie Rückzug der Haupterwerbsfischerei und verstärkte Beangelung zu beobachten (Arlinghaus et al. 2002). Die oft selektive Entfernung von Hechten kann deren Abundanz verringern (Roser et al. 2024), sodass Weißfischbestände im See überhandnehmen, was wiederum zu einer Förderung sowohl von Phytoplankton als auch Periphyton beiträgt (Brönmark 1998, Jones & Sayer 2003). In eutrophen Seen ist fehlende Kontrolle des Periphyton-Wachstums durch Weidegänger bereits als wesentliche Ursache der Verluste von Unterwasserpflanzen ermittelt worden (Jones & Sayer 2003) und könnte daher auch in mesotrophen Gewässern von Bedeutung sein. Die Beschattung von Unterwasserpflanzen durch Periphyton erhöht weiterhin ihre Sensitivität gegenüber Herbivorie (Hidding et al. 2016, He et al. 2019). Da Hecht-Bestände von Unterwasserpflanzen-Beständen profitieren (Grimm 1990), könnte ein Rückgang der Characeen zu einer negativen Rückkopplung führen.

Methode: Qualitative Aussagen zum Vorkommen von Raubfischen (Präsenz/Absenz von Hecht, Wels oder großen Barschen) lassen sich auf verschiedene Weise gewinnen (Befragung, Sichtbeobachtung, Anwendung fischereilicher Methoden). Quantitative Daten zum Raubfischanteil in der Biomasse sind schwer zu erlangen und bleiben selbst bei großem Aufwand ungenau und unsicher, auch wenn die Literatur das Gegenteil suggeriert (Ritterbusch et al. 2022). Zander spielen in Characeen-Seen naturgemäß eine untergeordnete Rolle. Wurden Hechte mit anderen Methoden nicht oder kaum nachgewiesen, lohnt eine Kontrolle mit einem Elektrofischereigerät, mit dem vor allem jüngere Altersklassen valide erfasst werden.

Projektdaten: Am zuverlässigsten erwiesen sich im Projekt die intensive Kummreusenbefischung als quantitative Fangmethode oder eDNA-Analysen (Mauersberger et al., in Vorb.). Letztere detektierte die wenigen Vorkommen von Welsen zuverlässig und erlaubte wertvolle Einblicke in den Anteil der Hechte (insbesondere im Vergleich zwischen den Seen). Für die

Einschätzung des Bestandes piscivorer Barsche ist die eDNA ungeeignet, weil sie keine Trennung zu den kleinen, omnivoren Exemplaren vornehmen kann.

Bei den Kummreusenfängen in 19 Seen hatten Raubfische (vor allem Hechte) einen Masseanteil von 0 bis 15 % (Mauersberger et al., in Vorb.).

Fast völliges Fehlen von Raubfischen konnte an zwei Gewässern festgestellt werden: Am extrem flachen Rarangsee, der seinen gesamten Raubfischbestand vor ein oder zwei Jahrzehnten bei einer winterlichen Ausstickung verlor (2003 und/oder 2010) und am Griebchensee, für den die genauesten Daten über Fischbiomassen innerhalb des Projektes gewonnen werden konnten. In diesem von Angler*innen bewirtschafteten See wurden nach der Ausstickung im Februar 2021 ca. 1.000 kg Fisch (180 kg/ha) tot abgesammelt und gewogen. Piscivore Fische hatten daran nur einen Anteil von ca. 3 % (einzelne Barsche sowie wenige, extrem korpulente Hechte).

3.17 Sind massive Wühlshäden zu beobachten?

Hintergrund: Benthivore Fische wie Bleie (Brassen), Karpfen, Schleie und Karauschen zerwühlen bei der Nahrungssuche die oberste Sedimentschicht und können damit den Characeen-Bestand schädigen. Der Karpfen (*Cyprinus carpio*) ist hinsichtlich der Biomasse die am häufigsten besetzte Fischart in deutschen Seen (Arlinghaus et al. 2014) und kann ebenfalls beachtliche negative Einflüsse auf Unterwasserpflanzen- und Characeenbestände haben (Parkos et al. 2003, Laguna et al. 2016). Weiterhin können Bleie (*Aramis brama*) starke Wühlshäden hervorrufen (Abb. 20, 21). Die Wühlaktivität der Cypriniden wiederum beeinträchtigt Characeen direkt durch Trübung des Wassers als auch indirekt durch interne P-Freisetzung aus dem Sediment (Vilizzi et al. 2015), welche die P-Konzentrationen im Wasser über den von Characeen tolerierten Schwellenwert treiben kann.

Methode: Die Wühlaktivität von benthischen Cypriniden kann indirekt durch Messungen von suspendiertem Sediment im Wasser sowie der Wassertransparenz über Secchi-Scheiben Werte quantifiziert werden (Breukelaar et al. 1994), wobei von welleninduzierter Resuspension unterschieden werden muss. Eine direkte Erfassung von primären (Wühlshäden) und sekundären Schäden (Beschattung durch Sedimentablagerungen auf Characeen) muss über Tauchuntersuchungen erfolgen. Hierfür eignet sich die von Meis et al. (2018) beschriebene Methode mit der fünfstufigen Skala zur Erfassung von Wühlshäden (Tab. 8) über einzelne Tiefenzonen. Die Ablagerungen von Sedimentschichten auf der Submersvegetation eignen sich als Indikator für sekundäre Schäden. Dieser Ansatz bietet sich insbesondere bei Gewässern mit Weichsubstraten an, hingegen weniger gut bei geringen Makrophytendeckungen oder Makrophyten mit sehr kleinen Blättern (Meis et al. 2018). Im Projekt wurde ein großes Enclosure-Experiment im Wuckersee durchgeführt, bei dem 0,2 ha große Enclosures mit 0,50, 100 und 250 kg/ha Bleien besetzt wurden. Die Periphyton Bedeckung sowie Wühlshäden an Characeen in Enclosures wurden aus Unterwasservideos abgeschätzt (für Details siehe Mauersberger et al., in Vorb.).

Projektdaten: Im Enclosure-Experiment im Wuckersee verstärkten Wühlshäden sowie eine höhere Dichte an Bleien den Periphytonbewuchs (Abb. 20). In der Studie von Alirangues-Nuñez et al. (2023) konnte eine Korrelation zwischen der *Biomass per Unit Effort* von Bleien und dem Bedeckungsgrad von Characeen festgestellt werden. Der höhere Periphytonbewuchs beeinträchtigte das Characeen-Wachstum (Abb. 12, Alirangues-Nuñez et al. 2023). Schleie

(*Tinca tinca*) konnten im Projekt vom Boot aus oft wühlend in Characeen-Beständen beobachtet werden, wobei sie röhrenförmige Löcher in den Rasen hinterließen. Die dabei aufgewühlten Sedimente lagern sich vor allem seitlich in den Pflanzenbeständen ab, sofern die Characeen-Rasen hoch und vital sind. Mit zunehmender Dichte an Schlei verschiebt sich die Flächenrelation zwischen homogenen Rasen und Löchern. Die massive Reduktion von nichtpiscivoren Fischen im Jungfernsee 2023 führte zu einer starken Wiederausbreitung von Characeen, wobei der Schlei mit 25 % am Gesamtfang die häufigste benthivore Art darstellte. Es bleibt jedoch unklar, wie hoch der Anteil der Entnahme von Schleien (32 kg/ha) am Effekt (gegenüber Plötzen und Rotfedern mit 68 % Entnahme) zu bewerten ist. Karauschen (*Carassius carassius*) spielten in den Projektgewässern nur eine sehr untergeordnete Rolle, so dass keine Aussage zur Quantifizierung möglicher Wirkung auf Characeen getroffen werden kann.

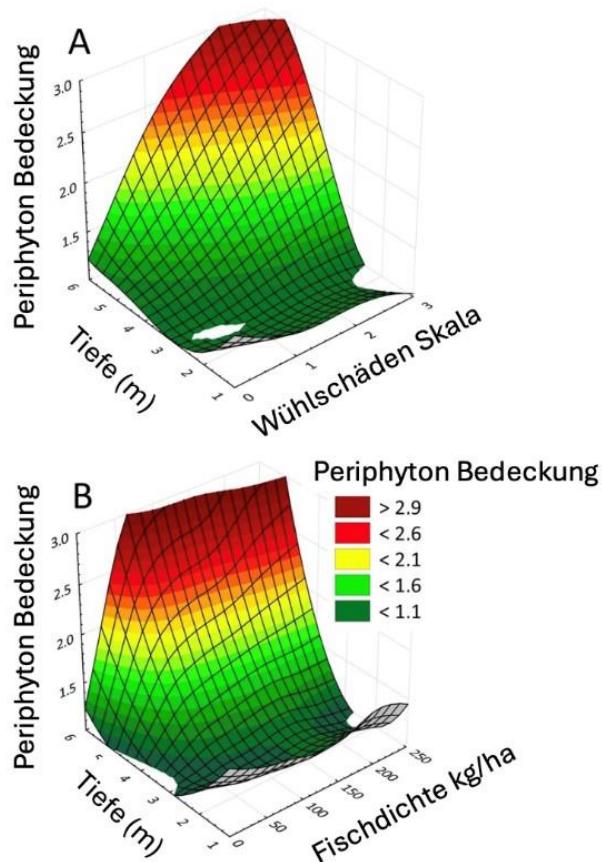


Abb. 20: A) Zusammenhang zwischen Periphyton-Bedeckung, Tiefe und Wühlschäden (nach Skala in Tab. 8) bzw. B) Fischdichte (kg/ha) im Enclosure-Experiment im Wuckersee (Brzozowski et al. in Vorbereitung)



Abb. 21: Aufgewühltes Sediment durch benthivore Fische in Characeen-Beständen (Gr. Gollinsee 2025, Foto: S. Oldorff)

Tab. 8: Fünfstufige Skala zur Erfassung primärer und sekundärer Schäden durch benthivore Cypriniden (nach Meis et al. 2018)

Wühlsschäden (primäre Schäden)		Sedimentablagerungen (sekundäre Schäden)
n.d.	Nicht detektierbar (Hart- bzw. Weichsubstrate vorherrschend)	Nicht detektierbar (Hartsubstrate vorherrschend)
0	Keine Wühlsschäden (0 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	Keine Sedimentablagerungen (0 % der Submersvegetation bedeckt)
1	Geringe Wühlsschäden (1-25 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	Geringe Sedimentablagerungen (1-25 % der Submersvegetation bedeckt)
2	Mittlere Wühlsschäden (25-50 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	Mittlere Sedimentablagerungen (25-50 % der Submersvegetation bedeckt)
3	Starke Wühlsschäden (>50 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	Starke Sedimentablagerungen (>50 % der Submersvegetation bedeckt)

3.18 Sind Karpfen im See?

Hintergrund: Gemeint ist der „echte“ Karpfen (*Cyprinus carpio*), der im Mittelalter nach Norddeutschland eingeführt wurde und heute selten als Wildform, sondern zumeist in verschiedenen Zuchtformen (z. B. Zeilen-, Spiegel- oder Lederkarpfen) in Teichen erbrütet, vorgestreckt und dann in Seen ausgesetzt wird. Dem Karpfen wird ein negativer Effekt auf submerse Makrophyten durch verschiedene direkte (Entwurzelung oder Aufwühlen von Sediment) und

indirekte (erhöhte Wassertrübung) Effekte zugeschrieben (siehe Review von Vilizzi et al. 2015). Characeen scheinen aufgrund fehlender Wurzeln empfindlicher auf Karpfen zu reagieren als andere Makrophytenarten (z. B. King & Hunt 1967; Parkos et al. 2003; Evelsizer & Turner 2006).

Methode: Karpfen sind mit Multimaschennetzen und elektrofischereilich praktisch nicht zu erfassen. Auch Reusenfangmethoden sind nur zufällig erfolgreich. Am sichersten sind Befragungen von Angler*innen, Fischer*innen oder Taucher*innen sowie die eDNA-Analyse. Letztere ist beim Artnachweis sehr zuverlässig, unterschätzt die Bestandsdichten jedoch signifikant (Herder & De Bruin 2018). Sind keine Besatzzahlen bekannt, bleibt die Bestandsgröße unklar.

Projektdaten: In den Voruntersuchungen des Projektes wurden 20 Seen per eDNA Analyse untersucht (Herder & De Bruin 2017, 2018). In 10 Seen ergab sich daraus ein Karpfen-Nachweis, der später in sechs Fällen auch anhand mindestens einer der verschiedenen Fangmethoden bestätigt wurde. Nur in einem See (Kleinert Krinertsee) wurden einzelne Karpfen gesichtet und gefangen, obwohl der eDNA Nachweis negativ war (Mauersberger et al., in Vorb.).

Parallel wurden in den Voruntersuchungen Fischbestandsuntersuchungen nach DIN mit Multimaschennetzen, ergänzt durch Stellnetze mit größeren Maschenweiten an 26 Seen durchgeführt. Nur an einem See konnte mit dieser Methode Karpfen nachgewiesen werden, obwohl die Art in 9 dieser Seen zu dieser Zeit zweifelsfrei vorkam. Selbst größere Bestände wie im Großen Kronsee wurden nicht detektiert (s. 4.9).

3.19 Ist der See geschichtet?

Hintergrund: Einige Maßnahmen zur Seenrestaurierung basieren auf dem Phänomen, dass sich bei dimiktischen Seen im Sommer und Winter durch Dichteunterschiede zwischen unterschiedlich warmen oberen und unteren Wassermassen (Epi- und Hypolimnion) eine Schichtung einstellt. Im Tiefenwasser reichert sich P durch das Absinken P-reicher Biomasse und die Rücklösung von P aus dem Sediment an. Die Unterschiede in der P-Konzentration zwischen Epilimnion und Hypolimnion können zum Ende der Sommerstagnation mehr als eine Zehnerpotenz ausmachen. Wird Tiefenwasser abgeführt, kann somit überproportional viel P entfernt werden.

Methode: Ob ein See eine sommerliche Schichtung ausbildet, ist anhand von Tiefenprofilen der Wassertemperatur ablesbar. Um zu entscheiden, ob eine Tiefenwasserableitung oder -entnahme sinnvoll ist, sollten zusätzlich Sauerstoffkonzentrationen (per Sonde) und P-Konzentrationen (per Schöpfprobe und nachfolgender Analyse) im Hypolimnion gemessen werden. DWA (2024) nennt weiterhin als Voraussetzung für die Tiefenwasserableitung, dass sich im Hypolimnion durch den vertikalen Stofftransport sowie zusätzlich durch Rücklösung aus den Sedimenten P-Verbindungen anreichern und der meiste P im Wasserkörper vorliegt. Es muss außerdem geprüft werden, ob Probleme durch das oft stark sauerstoffzehrende und wegen Schwefelwasserstoff stark riechende abgeleitete Wasser auftreten. Die Effizienz einer Tiefenwasserableitung, ermittelbar über das Einbox-Modell von Stein et al. (2008) ist limitiert, wenn die Menge des exportierten P im Vergleich zu P-Zufuhr und -Inhalt im See gering ist.

Projektdaten: Im Projekt wurden Tiefenwasserentnahmen für zwei Seen im EZG des Krienkowsees empfohlen (weitere Informationen siehe Kap. 4.7).

3.20 Sind Characeen im Flachwasser vorhanden?

Hintergrund: Characeen-Bestände im Flachwasser (bis ca. 1,5 m, in großen klaren Seen bis 2 m), einschließlich derer in Röhrichtbeständen, können Arten aufweisen, die in anderen Tiefenstufen oft fehlen (z. B. *Chara contraria*, *C. aspera*). In dieser Zone kann Lichtlimitation weitgehend ausgeschlossen werden, während andere Stressoren wie Wärme, Herbivorie und physischer Stress durch benthivore Fische, Wellenschlag und Epiphyton-Wachstum hier besonders stark wirken können. So kann es in dieser Zone z. B. zu P-Einträgen durch Grundwasserzufluss kommen, der das Epiphyton-Wachstum fördert (Perillon et al. 2017). Selbst in Seen, die über gute Characeen-Bestände in tieferen Bereichen verfügen, fehlen Characeen daher oft gerade im Flachwasser (Perillon et al. 2018). Eingeschlossen sind die Vorkommen kleinster Formen an der Wasserlinie von offenen Brandungsufern sowie zwei- oder dreischichtigen Röhrichten (in sensu Succow & Kopp 1985), die auch als Charo-Phragmitetum beschrieben wurden, sowie röhrichtfreie Flachwasserzonen mit Teilen der Schwimmblattzone.

Methode: Die Erfassung der Bestände im Flachwasserbereich ist per Aquascope (Abb. 5) oder vom Boot aus möglich sowie watend im Röhricht. Als nicht ausreichend gelten Funde einzelner Pflanzen am Rand von Badestellen, da diese von Herbivorie und Bioturbation weniger betroffen sind als weniger von Menschen frequentierte Bereiche des Sees (Van de Weyer mündl. Mitt.).

Projektdaten: Nur wenige Projektseen wiesen bei weniger als 1 m Wassertiefe Characeen auf, während die größten Bestände regelmäßig zwischen 1,5 m und 3 m auftraten. Im Hinbergsee begann die Besiedlung bei 1,2 m, im Waschsee wurden die Bestände erst unterhalb von 2 m gefunden. Im Dunkelsee wuchsen 2024, ähnlich wie in den Vorjahren 2021-23, zwischen 0 bis 1,9 m keine Unterwasserpflanzen (Abb. 22). In den 5 bzw. 6 von 12 Transekten im Nordbecken des Giesenschlagsees, in denen Characeen vorkamen, gelangen die Nachweise 2022 erst ab 1,6 m Tiefe; 2023 war das Flachwasser nur an einem Transekt des Südwestufers besiedelt (Abb. 22). Am Gollinsee hatten sich nach den erfolgreichen Maßnahmen von 2019/2020 Characeen-Rasen schnell flächenhaft ausgebildet, jedoch blieb der Bereich oberhalb von 2 m weitgehend kahl; lediglich 2 von 33 Transekten wiesen 2023 Vorkommen in geringerer Tiefe auf. Am Warnitzsee und am Glambecksee kam *C. tomentosa* zwar stellenweise im Flachwasser vor, jedoch nur in den Transekten am stärker beschatteten Südufer. In der abgesperrten Ostbucht des Großen Kronsees erstreckten sich die Bestände von *C. contraria* 2024 lückenlos bis ins Röhricht bei wenigen Zentimetern Wassertiefe, jedoch auch nur am Südufer, während am Nordufer Characeen fehlten. Das dicht besiedelte Südbecken des Sabinensees ist insgesamt sehr flach, allerdings beobachtete man auch hier einen mehrere Meter breiten Abstand zwischen Characeen-Rasen und Röhricht.

Ob die in vielen Seen beobachtete geringere Besiedlung der sonnenexponierten ufernahen Bereiche mit Unterwasservegetation einschließlich Armleuchteralgen auf die höheren Temperaturen, die hohe Dichte und Aktivität von Fischen (z. B. Rotfeder, Schlei) oder andere Ursachen zurückzuführen ist, bleibt eine zukünftige Forschungsfrage.

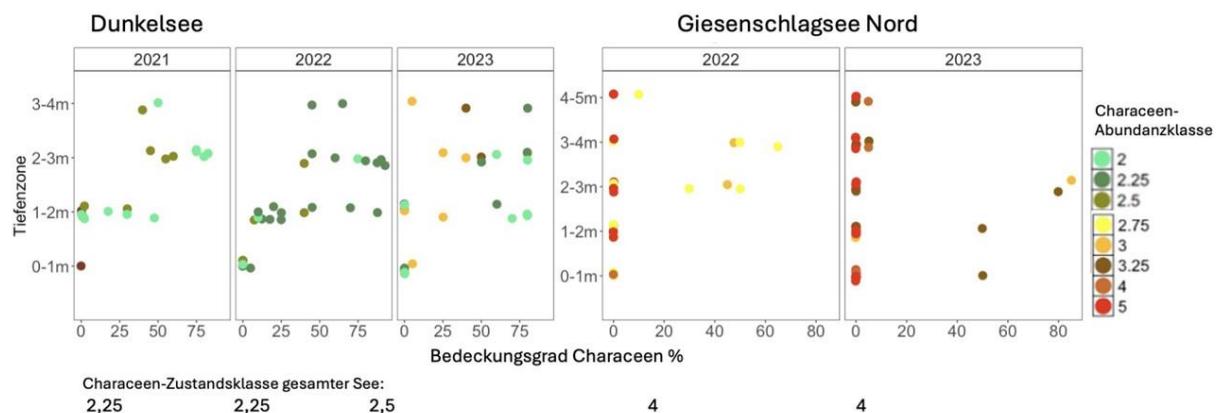


Abb. 22: Characeen-Abundanz in den unterschiedlichen Tiefenstufen von Giesenschlagsee Nord und Dunkelsee als Beispiele für unterschiedlichen Tiefenbewuchs von Characeen im Vergleich zwischen den Jahren. Im Dunkelsee sind alle Tiefenstufen mit Characeen bedeckt, während im Giesenschlagsee die Characeen im Flachwasser fehlten.

3.21 Besteht eine hohe Artenvielfalt inklusive oligotraphenter Arten?

Hintergrund: Die Characeen-Abundanzklassen fokussieren allein auf die Bestandesgröße der Armleuchteralgen. Auch die Artenvielfalt kann degradiert sein, jedoch lässt sich ein Referenzzustand schwer festlegen. Bei kleinen Flachseen können flächendeckende Einartbestände oder Mischungen aus zwei bis drei Arten den bestmöglichen Zustand repräsentieren. Wenn historische Daten vorliegen, lässt sich daraus ablesen, welche Arten im aktuellen Bestand fehlen. Hinsichtlich der Trophie weisen Characeen zwar breite Überschneidungsbereiche auf (Baastrup-Spohr et al. 2013), aber einige Arten sind vornehmlich im Trophiebereich unter 2,0 anzutreffen. Nach Mauersberger & Mauersberger (1996) wurde eine extreme Präferenz für Seen mit Sichttiefen über 4 m im Jahresmittel für *Chara aspera*, *C. jubata* (*C. filiformis*) und *C. rудis* (früher oft mit *C. hispida* geführt, heute als *C. subspinosa* bezeichnet) festgestellt.

Methode: Kartierung siehe 3.1 und 3.2, für die Bestimmung der Arten empfiehlt sich der Schlüssel von van der Weyer (2015).

Projektdaten: In den untersuchten Seen war *C. aspera* eine Ausnahmeerscheinung, die anderen beiden genannten Arten wurden mehrfach angetroffen. Das Vorkommen von Vertretern dieser Artengruppe korrelierte mit einer besseren Characeen-Abundanzklasse ($r=-0,31$, $p=0,018$, Abb. 23 rechts), so dass sich auch ein Zusammenhang zwischen Abundanzklasse und höheren Gesamtartenzahl ergibt ($r=-0,59$, $p<0,001$, Abb. 23 links). Die Vorkommen von *C. filiformis* lagen zwischen 6-15 µg/L TP innerhalb der Abundanzklassen 1,75-4 (Abb. 24), die von *C. aspera* zwischen 10-20 µg/L TP innerhalb der Abundanzklassen 3-2,25 und die von *C. rудis* zwischen 6-31 µg/L TP innerhalb der Abundanzklassen 1,75-4 (Abb. 24). Als Gegensatz wurde die tolerantere Art *C. globularis* vergleichend für Abb. 24 herangezogen; sie kam zwischen TP-Konzentrationen von unter 10 bis über 120 µg/L vor.

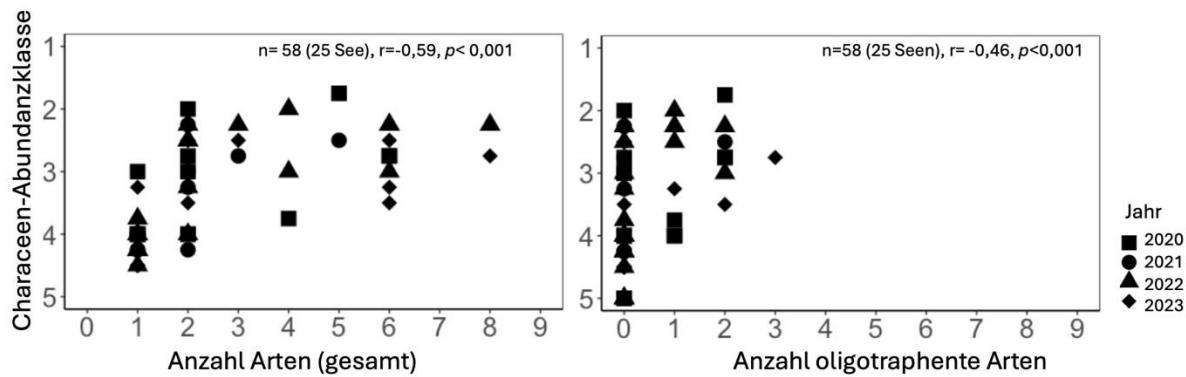


Abb. 23: Gesamtartenzahl (links) und Anzahl oligotraphente Arten (*Chara rudis*, *C. filiformis*, *C. aspera*) (rechts) und Characeen-Abundanzklasse in 25 Projektgewässern 2020-2023 (1-3 Kartierungen pro See, negative Korrelation aufgrund der umgekehrten Anordnung der y-Werte)

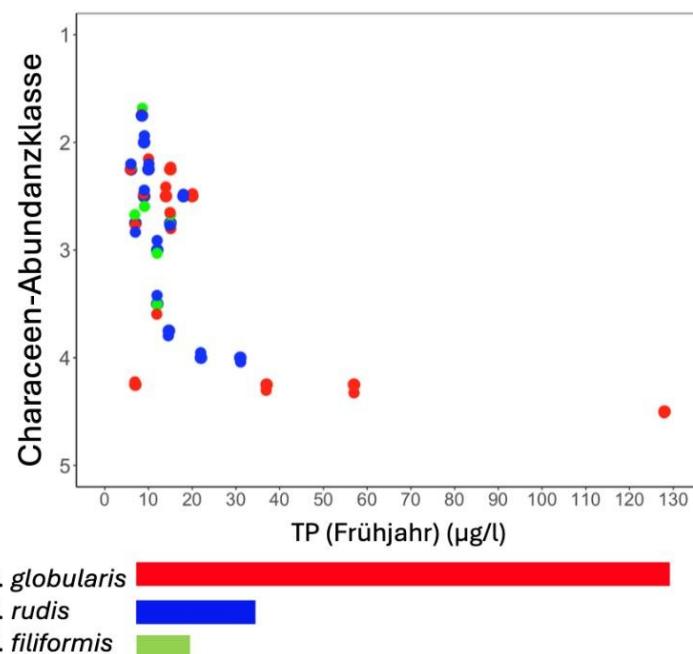


Abb. 24: Characeen-Abundanzklasse in Abhängigkeit von der Frühjahrs-Gesamtphosphor-Konzentration (TP) und Vorkommen von *Chara filiformis*, *C. rudis* und *C. globularis*

3.22 Liegt die Gesamtphosphor-Konzentration im Frühjahr unter 20 µg/L?

Hintergrund: Characeen haben sich mit langsamem Wachstum, hoher Persistenz und Ausbreitung durch Oosporen über größere Distanzen im Laufe ihrer Evolution an ressourcenarme Standorte angepasst (Hedderson 1992). Geringe P-Konzentrationen sind somit allgemein günstig für die Sicherung des Vorkommens von Characeen anstelle von anderen submersen Makrophyten; weiterhin sind oligotraphente Arten besonders darauf angewiesen (siehe 3.21). Ganzjährige Gesamtphosphor-Konzentrationen unter 20 µg/L können somit zu höherer Abundance und Artenreichtum von Characeen führen.

Methode: siehe Kap. 3.3

Projektdaten: In 65 Hartwasserseen Nordostdeutschlands wurde mit Daten aus dem Zeitraum 1991-2023 die Characeen-AK 1 bei TP-Konzentrationen unter ca. 20 µg/L gefunden (Abb. 7). Dieser Grenzwert wird daher hier empfohlen.

3.23 Ist die Wasserfarbe braun?

Hintergrund: Eine zunehmende Braunfärbung von Binnengewässern wird in weiten Teilen der nördlichen Hemisphäre beobachtet und wird überwiegend auf die zunehmende Konzentration gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen (DOC) terrestrischen Ursprungs zurückgeführt (Monteith et al. 2007), wobei auch Eisen eine Rolle spielen kann (Kritzberg & Ekström 2012). Zunehmende Einträge von DOC aus dem EZG sind u. a. auf Landnutzungsveränderungen und Klimawandel zurückzuführen. Beispielsweise wurde im Kleinen Gollinsee (3 ha, benachbart zum Projektsee Großer Gollinsee) 2011 eine drastische Braunfärbung mit DOC-Konzentrationen von bis zu 60 mg/L nach einem starken Anstieg des Wasserspiegels (1 m) aufgrund von Starkregenereignissen und Auswaschung aus umgebenden degradierten Mooren beobachtet (Brothers et al. 2014). Das Pflanzenwachstum kann durch die Braunfärbung negativ beeinträchtigt werden, da die Lichtdurchlässigkeit abgeschwächt wird (Abb. 25, Lennon et al. 2013), was die Photosynthese der Makrophyten in größeren Tiefen einschränkt (Reitsema et al. 2018). Huminstoffe können die Photosynthese von Makrophyten auch direkt negativ beeinträchtigen, wobei verschiedene Schutz- und Anpassungsmechanismen nachgewiesen wurden (siehe Review in Reitsema et al. 2018). Ab einem bestimmten Schwellenwert beeinträchtigt die erhöhte Braunfärbung des Wassers das Wachstum von Characeen (Choudhury et al. 2019). Die Dauer und der Erfolg einer natürlichen Regeneration eines Sees nach starken Einträgen ist zumeist unklar. Im Kleinen Gollinsee sanken die DOC-Konzentrationen aufgrund von Sedimentation und Photolyse, jedoch war auch 5 Jahre später der Ausgangswert von etwa 8 mg DOC/L noch nicht wieder erreicht (Kazanjian et al. 2021).

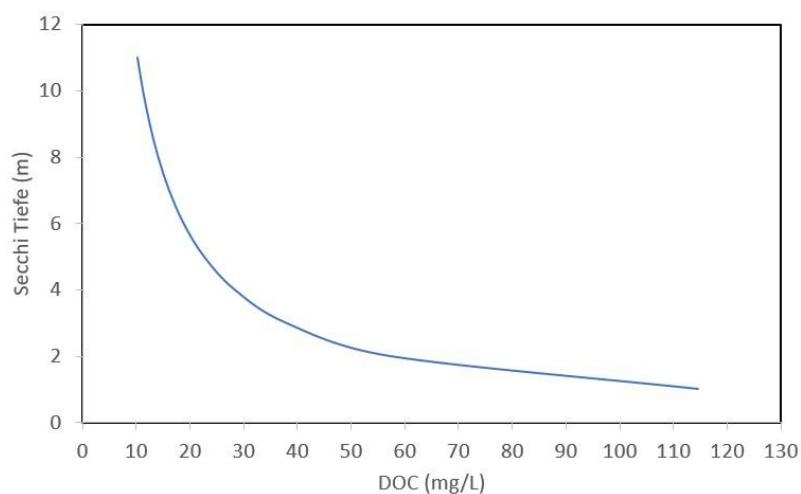


Abb. 25: Einfluss von DOC auf die Secchi-Tiefe in Seen (nach Lennon et al. 2013)

Methode: Zur Quantifizierung von Huminstofffärbungen werden Oberflächenwasserproben auf die Gehalte von DOC oder den gesamten organischen Kohlenstoff (total organic carbon TOC) untersucht oder die UV-Absorption z. B. bei einer Wellenlänge von 320 nm (Williamson et al. 2015) ermittelt. Viele wasserwirtschaftliche Messprogramme enthalten standardmäßig den ebenfalls gut geeigneten spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK) bei 254 nm oder

436 nm. In der einfachen Klassifikation für Seen des nordostdeutschen Tieflandes (Mauersberger 2006) werden die Gewässer bezüglich des SAK in drei Gruppen eingeteilt, wobei Seen mit vitalen Characeen-Beständen stets unter den als „gering humos“ (bis 10 m^{-1}) oder „mäßig humos“ (bis 30 m^{-1}) bezeichneten zu finden sind.

Projektdaten: Im CharaSeen Projekt waren gute bis sehr gute Characeen-Abundanzklassen (<2) bei DOC-Konzentrationen von <7 mg/L vorhanden. Ab ca. 16 mg/L DOC konnten nur noch Einzelpflanzen gefunden werden. Zwischen 7-16 mg/L DOC waren die Characeen-AK zwischen 2-5 zu beobachten (Abb. 26). Die Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff korrelierten negativ mit der Characeen-AK (Abb. 26) sowie der Sichttiefe ($r=-0,48, p<0,001$).

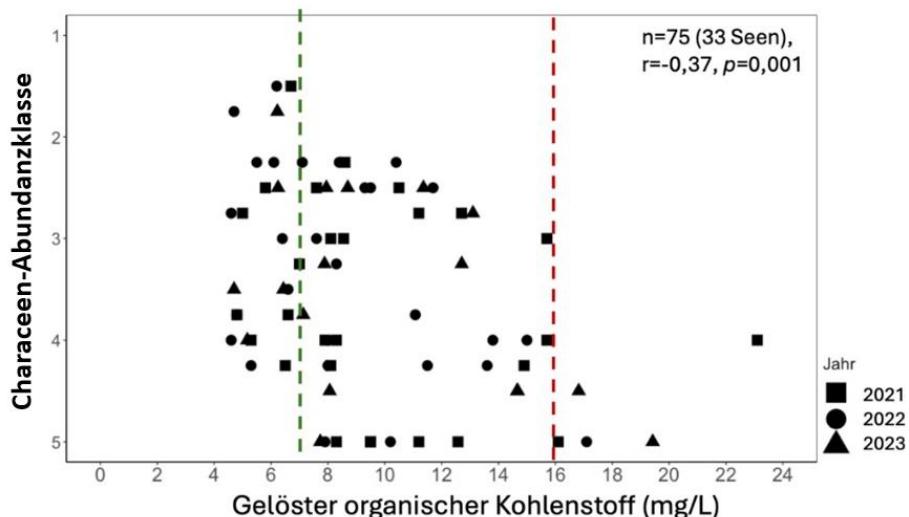


Abb. 26: Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) Konzentrationen und Characeen-Abundanzklasse (AK) in 33 Projektseen, Frühjahrsdaten 2021-2023, grün: potenzieller Schwellenwert für Characeen-AK 2 (7 mg/L), rot: Schwellenwert für Characeen-Vorkommen (16 mg/L)

3.24 Besteht eine anthropogene P-Belastung?

Hintergrund: siehe 3.8

Methode: siehe 3.8

Projektdaten: siehe 3.8

3.25 Wachsen Characeen in großmaschigen Exclosures?

Hintergrund: Diese Frage soll eine mögliche ungünstige mechanische Wirkung großer, zumeist benthivorer Fische (Karpfen, Blei, Schleie) auf Characeen erfassen (s. 3.17). In Exclosure-Versuchen mit einer passenden Maschenweite kann dieser Einfluss gezielt ausgeschlossen werden.

Methode: Siehe 3.15

Projektdaten: In den Voruntersuchungen wurden in 8 Seen Exclosure-Gruppen in geringer Wassertiefe installiert, die jeweils aus einer Kombination von Becken mit kleiner (unter 1 cm) und großer Maschenweite (10 cm) sowie einer halboffenen Kontrolle bestanden (Abb. 19).

Nachdem alle Teilbecken gleichmäßig mit Characeen-Lebendmaterial besetzt worden waren, wurde in den Folgejahren der Anwuchserfolg überprüft. Dabei stellte sich in den gewählten Seen heraus, dass sich die Pflanzen in den kleinmaschig abgegrenzten Becken vielfach gut etablieren konnten, in den großmaschig abgegrenzten Becken jedoch nicht. Der Einfluss der kleinen Fische schien als bereits ausreichend, um einen Totalausfall der Characeen zu bewirken. Ob die größeren Fische einen zusätzlichen Druck ausüben, konnte damit allerdings nicht getestet werden. Mit dem im Projekt genutzten Versuchsaufbau war die zu erwartende Wirkung großer benthivorer Fische ohnehin gering, weil es sich um Seen ohne nennenswerte Karpfenbestände und um Versuchsflächen in weniger als 1 Meter Wassertiefe handelte.

3.26 Sind keimfähige Oosporen im Sediment?

Hintergrund: Eine Untersuchung der obersten Sedimentschicht auf Vorkommen keimfähiger Oosporen der Armleuchtergewächse kann Aufschluss über das Wiederbesiedlungspotenzial geben (Hilt & Dilger 2004).

Methode: Mithilfe der Entnahme von Sedimentkernen können die potenziell vorhandene Oosporen entnommen und hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung und Vitalität untersucht werden. Die Artbestimmung erfolgt mithilfe eines Binokulars nach Haas (1994). Die Untersuchung der Vitalität kann mit der Crush-Test-Methode (Casanova & Brock 1990; Grillas et al. 1993; Bonis et al. 1995; Steinhardt & Selig 2007, 2008, 2009, 2011) als auch mittels der spezifischeren 2,3,5 – Triphenyltetrazoliumchlorid-Methode (TTC-Methode, ISTA 2015) vorgenommen werden. Mit dieser Methode lässt sich das natürliche Potenzial zur Wiederansiedlung von Characeenbewuchs durch Reaktivierung der Oosporen ermitteln.

Projektdaten: Siehe 3.6

4 Maßnahmen

Die Entscheidungsfragen des Entscheidungsschemas führen in den meisten Fällen zu einer von 17 verschiedenen Maßnahmen, die für die Wiederansiedlung von Characeen in Hartwassersseen Deutschlands empfohlen werden. Im Folgenden werden jeweils kurz der Hintergrund, die Methoden sowie die Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Projekt beschrieben werden. Für weitere Details wird auf die zitierte Literatur sowie den Projektendbericht (Mauersberger et al., in Vorb.) verwiesen.

4.1 Ansiedlung oligotraphenter Characeen-Arten (M1)

Hintergrund: Characeen verbreiten sich entweder vegetativ aus Bulbillen (omnipotenten Knotenzellen), die durch Fragmente mit mindestens einem Knoten verbreitet werden können, oder durch Keimung von Oosporen (Asaeda et al. 2007, Wang et al. 2015, Skurzynski & Bociag 2009). Die Wiederansiedlung seltener Characeen-Arten durch Einbringen von Vermehrungseinheiten wird in Blindow et al. (2021) diskutiert, wobei insgesamt noch wenig Erfahrungen vorliegen.

Methoden: Für die generelle Ansiedlung aquatischer Makrophyten inklusive Characeen in limnischen Seen Schleswig-Holsteins liegt ein Handlungsleitfaden vor (Van de Weyer et al. 2023), für andere Regionen Deutschlands fehlen spezifische Empfehlungen noch. Das Einbringen von Pflanzenmaterial kann mit erheblichem Zeit- und Kostenaufwand verbunden sein, und es besteht das Risiko der Verschleppung invasiver Arten. Bei der Entnahme aus Spendergewässern und der Ansiedlung sind insbesondere § 39 BNatSchG und LNATSCHG, Kapitel 3, § 8, die Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen (Sukopp & Trautmann 1981) sowie der Leitfaden zur Verwendung von gebietseigenem Saat- und Pflanzgut krautiger Pflanzen (Skowronek et al. 2023) zu beachten. Entsprechende Genehmigungen sowie die Zustimmung von Eigentümer*innen und Pächter*innen sind erforderlich. Das Einbringen von Characeen Oosporen kann sinnvoll sein, wenn sich keine keimfähigen Vermehrungseinheiten von Characeen mehr im See befinden (Hilt et al. 2006). Es muss dabei jedoch beachtet werden, dass Oosporen, die direkt von Pflanzen gesammelt bzw. mit Pflanzenmaterial in den See eingebracht werden, erst längere Zeit niedrigen Temperaturen ausgesetzt sein müssen, bevor sie keimen. Oosporen aus Sedimenten können dagegen sofort keimen, wenn sie nicht zu alt sind (Takatori & Imahori 1971, Sederias & Colman 2007, Skurzynski & Bociag 2009). Bulbillen haben einen höheren Keimungserfolg als Oosporen, brauchen aber artspezifische Temperatur-, Redoxpotenzial- und Lichtbedingungen, um zu keimen (Casanova & Brock 1996, Bonis & Grillas 2002, de Winton et al., 2004, Kalin & Smith 2007, Skurzynski & Bociag 2009, Holzhausen et al. 2017). Das Einbringen von Oosporen mit (Freemd)Sediment bedarf einer entsprechenden Genehmigung. Junge Keimlinge sind sehr zart und vermutlich gegenüber Fischeinfluss extrem empfindlich. Aus diesem Grund wird empfohlen, ausgewachsene Characeen-Pflanzen als Besatzmaterial zu nutzen, die zudem bereits am Entnahmestandort determinierbar sind. Der Anwuchserfolg ist schneller und besser nachvollziehbar, da neue Triebe in der Vegetationsperiode nach wenigen Wochen makroskopisch sichtbar sind. Es kann in vielen Fällen notwendig sein, die Biomasse in Enclosures einzubringen, um Herbivorie und Verdriftung zu vermeiden.

Projektdaten: Das Fehlen oligotraphenter Characeen-Arten als ausschließlicher Mangel trat in keinem der im Projekt untersuchten Seen auf, daher wurde deren gezielte Ansiedlung nicht getestet. Erfahrungen zur generellen Ansiedlung von Characeen finden sich unter M15.

4.2 Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet (M2)

Hintergrund: Bei eutrophierten Gewässern ohne oberirdische Zuflüsse und ohne bekannte Punktbelastungen und Altlasten im EZG oder See selbst ist von diffusen Einträgen aus dem EZG auszugehen. Befinden sich Teile des EZG in landwirtschaftlicher Nutzung, ist anzunehmen, dass die Nährstoffanreicherung im See zu wesentlichen Anteilen aus Düngemittel-Überschüssen herrührt, die versickert sind und über das Grundwasser oder oberflächlich in den See geflossen sind. Die Relevanz dieses Eintragspfades ist umso größer, je näher sich die Agrarfläche am See befindet. Als besonders kritisch ist intensiver Ackerbau an zum See geneigten Hängen anzusehen. Die Quantifizierung dieser diffusen P-Einträge ist nur unter sehr hohem Aufwand messbar (DWA 2024); gute Annäherungen bringt das Berechnen von Düngemittelsalden auf dem Acker, sofern ausreichend lange Zeitreihen dazu vorliegen. Anhaltspunkte, um den Einfluss der Ackernutzung einzuschätzen, sind Beobachtungen des unbegrünten Ackerbodens nach Starkniederschlägen oder zur Schneeschmelze. An starker geneigten Hängen werden dann kurzzeitig Erosionsrinnen zum See sichtbar, die einen Eindruck von der Menge des transportierten, nährstoffreichen Oberbodens vermitteln (Abb. 27).

Methode: Für intensiv genutzte Agrarflächen in direkter Seenähe ist eine Nutzungsänderung dringend anzustreben. Ein erster wesentlicher Schritt ist die Umwandlung in umbruchsfreies Dauergrünland, was zu starker Verminderung der Erosion führt. Der zweite Schritt ist die Reduktion der Düngemittelmengen, am besten gegen Null, unabhängig von der Art des Düngers, wobei Festmist am ehesten tolerierbar wäre. Die dritte mögliche Stufe ist die Aufforstung dieser Flächen. In jedem Falle ist der Ankauf oder die Zustimmung des Eigentümers oder der Eigentümerin erforderlich, die in der Regel nur im Zusammenhang mit einer Entschädigung in Höhe der Verkehrswertminderung der Grundstücke zu erlangen ist. Diesbezügliche Vereinbarungen sind grundbuchlich zu sichern. Flankierend ausgereichte Fördermittel für die landwirtschaftliche Pacht können den Prozess beschleunigen und bewirken, dass nicht erst das Auslaufen des aktuellen Pachtvertrages abgewartet werden muss.

Projektdaten: Für das Projekt wurden gezielt viele Seen ausgewählt, die (bis auf Belastungen aus der Atmosphäre) keine anthropogenen Nährstoff-Einträge aufweisen, um seeinterne Maßnahmen erproben zu können, die bei bestehender externer Belastung weitgehend wirkungslos sind. Bei 18 der 31 Projektseen (58 %) handelte es sich um Grundwasserseen im Wald, die zudem fast alle in Naturschutzgebieten liegen. Für diese Seen wurde davon ausgegangen, dass keine anthropogenen, externen P-Quelle existieren. Diese hohe Quote ist in Deutschland allerdings nicht repräsentativ. Nur bei 9 Seen befinden sich noch Agrarflächen im EZG. Nutzungsänderungen bei Projektseen fanden in mehreren Fällen schon vor Projektbeginn statt (Biolandbau und extensive Beweidung am Kleinen Krinertsee und Sabinensee). Nur am Großen Kronsee wurden diesbezügliche Bemühungen im Zusammenhang zum Projekt unternommen, wobei die Aufforstung einer geneigten Fläche östlich des Sees realisiert wurde. Im Fall einer Ackerfläche am Nordufer, auf der ein Erosionsereignis dokumentiert wurde (Abb. 27), konnte mit den Grundbesitzern keine Einigung erzielt werden. Der Pächter verzichtete jedoch bisher freiwillig auf Umbruch der am stärksten erosionsgefährdeten Fläche.



Abb. 27: Erosionereignis am Nordufer des Großen Kronsees, das zum Ende des Winters 2020 nach Starkregen stattfand (Foto: M. Schrumpf). Neben der abgebildeten Rinne am ackerbaulich genutzten Hang bildete sich ein Schwemmfächer des Oberbodenmaterials im Seeufergehölz bis direkt an die Wasserlinie.

4.3 Altlasten suchen (M3)

Hintergrund: Die aktuelle Nährstoffbelastung eines Sees lässt sich nicht immer mit der erkennbaren Situation erklären. Treten im See hohe P-Konzentrationen auf, obwohl oberirdische Zuflüsse nicht existieren oder ebenso wie das Grundwasser nur gering mit P befrachtet sind, ist es wahrscheinlich, dass historische Belastungen bis in die heutige Zeit wirken. Dabei spielen frühere Abwassereinleitungen, Müllablagerungen, Düngemittellagerung in Seenähe oder Havarien eine Rolle. Gerade bei Seen in Siedlungsnahe ist damit zu rechnen, dass verschiedene Belastungsquellen existieren (z. B. Oldorff & Pätzolt 2010), die zum Verständnis der Entwicklung eines Sees recherchiert werden sollten.

Methode: Befragung der lokalen Bevölkerung und ehemaligen Entscheidungsträger*innen

Projektdaten: Im EZG des Krienkowsees war aus vielen Quellen bekannt, dass Abwässer aus der Rindermastanlage in Wichmannsdorf direkt in den Haussee gelangten, dessen Wasser über die Suckowseen-Kette über Jahrzehnte in den Projektsee geführt wurde. Bei der Beprobung aller Zuflüsse des Densowsees (Gräben und Quellen) während der Voruntersuchungen fiel ein Schichtenwasseraustritt am Nordufer auf, dessen TP-Konzentration 4-6 Mal so hoch war wie die der anderen Zuflüsse. Die Ursache blieb unklar, eine Altlast in der Ortslage von Annenwalde (Versickerung von landwirtschaftlichen Abprodukten) wurde jedoch vermutet. Der Schwanzsee als Grundwassersee in einem vollständig bewaldeten EZG weist in Relation zur hydrologischen Situation eine deutlich zu hohe Trophie auf. Ein Hinweis zu Altlasten stammt von einem Metallsucher, der im See größere Mengen von Munition vermutete, die in den letzten Kriegstagen 1945 dort entsorgt worden sein könnten.

4.4 Einflussnahme auf Emissionen in Zuflüssen des Sees (M4)

Hintergrund: Bei fehlendem Flächenzugriff und hohen P-Konzentrationen im Zufluss ist zu prüfen, ob direkt in den Chemismus des zufließenden Wassers eingegriffen werden kann, um die P-Belastung im Wasser der Seen und deren negative Auswirkungen auf die Characeen zu verringern (für mehr Informationen siehe Kap. 3.3).

Methode: Eine bereits in der Praxis angewendete Methode ist die Zugabe von Flockungsmitteln in den Seezufluss, der zur Ausfällung von Stoffen einschließlich des mitgeführten P führt (Sandrock et al. 2014). Im Idealfall wird P dauerhaft gebunden und befindet sich in den sedimentierten Fällmittelflocken. Am Zufluss des Tegeler Sees (Berlin) wurde eine P-Eliminierungsanlage installiert (Chorus et al. 2020). Die Fällmittelzugabe ist eine Daueraufgabe und muss gut dosiert und gewartet werden. Ein zweiter technischer Ansatz ist der Einbau von Barrieren in den Zufluss, die aus einem P-adsorbierenden Material bestehen. Dieses in Granulatform eingebrachte Material wird durchströmt und bei vollständiger Beladung mit P ausgetauscht.

Projektdaten: Im Projekt wurde mit Ferrosorp, einem Eisenhydroxid-Granulat, experimentiert. Wie vom Hersteller angegeben, wurde zunächst in grobmaschigen Säcken verpacktes Granulat in Fließgewässer eingebaut, was sich aber wegen Piping-Effekten als nutzlos erwies. Das Aufbringen des Granulates als Sohlmaterial in einem kleinen Fließgewässer am Nordufer des Densowsees war vorübergehend hydraulisch und chemisch wirksam. An Drainageausläufen zum Sabinensee wurden mit dem Granulat gefüllte Kisten eingebaut. Der hydraulische Widerstand des Granulates bewirkte jedoch einen zunehmenden Rückstau, so dass das Wasser die Kiste nicht mehr durchfloss. Die Ablaufwerte hinter der Kiste zeigten zudem keine nennenswerte P-Reduktion. Neben den hydraulischen Problemen waren zwei weitere Mechanismen problematisch: Die Poren des Granulates werden schnell von Feinmaterial und Biofilm verkleinert, so dass sich der Durchfluss verringert. Unter den Bedingungen des fast stehenden Wassers stellen sich anaerobe Verhältnisse in den Poren ein, so dass der an Eisen adsorbierte P wieder freigesetzt wurde. Außerdem ergab eine Materialanalyse, dass das Granulat selbst relativ viel P enthält, der in den Barrieren freigesetzt wird. Weitere Details dazu finden sich in Mauersberger et al. (2026), Kap. 3.1.1.1. Andere P-absorbierende technische Verfahren könnten ähnliche Probleme aufweisen, wobei im Rahmen des Projektes begrenzte Möglichkeiten zur Optimierung der technischen Probleme vorlagen.

4.5 Wasserrückhalt im Einzugsgebiet (M5)

Hintergrund: Maßnahmen zum Wasserrückhalt im EZG sind im nordostdeutschen, subkontinentalen Projektgebiet in der Regel auf die Annäherung an den natürlichen hydrologischen Zustand vor Beginn wasserbaulicher Maßnahmen ausgerichtet. Dabei spielen vier Mechanismen eine Rolle:

- Bei Maßnahmen zur Anhebung des Wasserstandes in zuvor künstlich entwässerten Senken (Moore, Seen, Kleingewässer) im EZG eines Sees entstehen Wasserflächen, Feuchtgebiete und grundwassernahe Standorte, die eine höhere Verdunstung aufweisen. Die resultierenden Abflüsse und die wassergebundenen Stofftransporte in das Zielgewässer werden dadurch meist dauerhaft verringert.
- Der Pegelanstieg der Senken, in denen Wasser zurückgehalten wird, bewirkt bei günstigen geomorphologischen und bodenkundlichen Voraussetzungen einen vermehrten Zufluss

ins Grundwasser und damit eine Verlagerung des Abflusses aus dem Oberflächenwasser geschehen in den Grundwasserzustrom. Die Bodenpassage des Wassers über längere Strecken sollte zu einer Reinigung führen und so das Zielgewässer stofflich entlasten.

- Grundwasserströme können bei einigen Seen andere Richtungen haben als das Oberflächenwasser oder evtl. erst stromabwärts des Zielgewässers zutage treten. Nach Maßnahmen des Wasserrückhalts (und damit vermehrte Ableitung ins Grundwasser) kann die Durchflussrate aufgrund geringerer Oberflächen- und Grundwasserzuflüsse im Zielgewässer insgesamt verringert werden. Damit steigt die theoretische Verweilzeit im Zielgewässer und die Trophie sinkt.
- Sollten in den durch Wasserrückhaltung vernässten Flächen wachsende Moore oder andere akkumulierende Senkenökosysteme entstehen, werden Phosphor und andere Nährstoffe dort teilweise dauerhaft gebunden (anorganisch in Gewässersedimenten oder organisch in torfbildender Biomasse) und nicht mehr in das Zielgewässer weitertransportiert.

Methode: Geeignete Methoden zum Wasserrückhalt im EZG sind z. B. Moorrestauration, die Wiedervernässung von Kleingewässern im Acker, die Wasserstandsanhebung von Seen, der Rückbau von Drainagen und die Herstellung von Schilfkläranlagen. Es handelt sich um wasserbauliche Maßnahmen, die sowohl in klassisch-technischer wie in moderner naturnaher Bauweise ausgeführt werden können, z. B. die Errichtung von Stauen mit fester Überlaufhöhe, Höherlegung von Rohrleitungen, Sohlgleiten, Grabenverfüllungen oder-kammerungen. In den meisten Fällen sind wasserrechtliche Genehmigungsverfahren nötig.

Projektdaten: Effektiv – wenngleich noch unvollständig – dürften die Maßnahmen in den EZG des Sabinensees und des Krienkowsees gewesen sein. Die aktivierten Wasserspeicher im EZG des Krienkowsees nehmen eine Fläche von 26 ha ein (2,5 ha im Torfbruch, 2,3 ha im Soll nördlich des Kleinen Suckowsees sowie 21 ha im Hausee bei Wichmannsdorf). Außer im Torfbruch ist bei diesen Flächen anzunehmen, dass sie keinerlei Wasser mehr oberflächlich in Richtung Krienkowsee abgeben und das Zielgewässer dauerhaft entlasten. Am Sabinensee wurde das Wasservolumen von insgesamt 5 Kleingewässern mit einer Gesamtfläche von 1,6 ha vergrößert. Etwa die Hälfte der Fläche dürfte auch hier oberirdisch abflusslos geworden sein. Am erfolgreichsten waren die Maßnahmen im EZG des Densowsees, wo die Wasserstandsanhebung in einer Kette von vier Mooren mit einer Gesamtgröße von ca. 16 ha erreicht wurde. Durch Verfüllungen von Nebengräben und Sohlaufhöhungen im zentralen Fließgewässer konnten die Wasserspiegellagen teilweise über Flur angehoben werden. Wie stark sich der Durchfluss zum Densowsee dadurch verringert, wurde jedoch nicht untersucht. Weitere Details finden sich in Mauersberger et al. (2026), Kap. 3.1.1.2.

4.6 Makrophytenernte zur Nährstoffentnahme (M6)

Hintergrund: In flachen Seen, die flächenhaft mit submersen Makrophyten bewachsen sind, kann während der Vegetationsperiode ein signifikanter Anteil des P in der Pflanzenbiomasse gebunden sein (siehe auch Kap. 3.9). An derartigen Gewässern bietet sich die Entnahme eines Teils der Makrophytenbiomasse zur Entfernung der darin gebundenen Nährstoffe an. Voraussetzung für die Maßnahme sind kleine Gewässergrößen (bis zu ca 1,5 ha), geringe externe P-Einträge und flächendeckende, dichte Bestände submerser Gefäßpflanzen. Schwebematten-Arten wie Hornblatt (*Ceratophyllum*) sind besonders geeignet, da sie wurzellos sind und damit ihre Nährstoffe überwiegend aus dem Wasser anstatt aus dem Sediment aufnehmen (Dai et

al. 2012). Bei wurzelnden Arten besteht die Gefahr einer stärkeren Sedimentaufwirbelung beim Herausziehen der Wurzeln, was eine P-Freisetzung zur Folge haben kann.

Methode: Die Entnahme von Pflanzenbiomasse ist nur als Maßnahme zu empfehlen, wenn es sich um einen so flachen See handelt, dass der überwiegende Teil des Wasserkörpers von Makrophyten besiedelt und diese mit Erntetechnik oberflächennah erreicht werden kann. Aus Kostengründen kommt dieser Maßnahmetyp eher für kleine Seen in Betracht. Die Entnahme per Hand vom Boot aus kann wegen der großen zu bewegenden Masse nur für Kleinstgewässer empfohlen werden; bei Seen sind technische Methoden wie der Einsatz z. B. von umgerüsteten Mähbooten vonnöten (z.B. Abb. 28). Es sollte immer mindestens 50 % der Makrophytenmenge im See verbleiben, um deren Wirkung auf die Wasserklarheit zu erhalten.

Projektdaten: Im Projekt wurde nur der Hausee bei Metzelthin mit dieser Methode bearbeitet (Abb. 28). Dieses 1,5 ha große und maximal 1 m tiefe, lückenlos mit Weichem Hornblatt (*Ceratophyllum submersum*) bewachsene Gewässer ohne oberirdischen Zufluss eignete sich gut für die Methode. Biomasseentnahmen wurden in den Sommern von 2019 bis 2022 mit einem vom beauftragten Unternehmer selbst konstruierten motorbetriebenen Floß, auf dem ein mit Haken bewehrtes Förderband installiert war, durchgeführt (Abb. 28). Insgesamt konnten 105 t Pflanzenbiomasse (Frischmasse, abgetropft) und 66 kg Phosphor entnommen werden (Beispiel für 2021 in Abb. 29), obwohl sich der ermittelte P-Gehalt des gesamten Wasservolumens (bei TP-Konzentrationen zwischen 30 und 500 mg/m³) sich nur zwischen 0,5 und 7 kg bewegte. Daraus wurde erkennbar, welche Rolle submerse Makrophyten bei der Inkorporation von Nährstoffen aus dem Wasserkörper spielen (im Erntejahr 2021 waren demnach weit über 95 % des P im Seevolumen in der *Ceratophyllum*-Biomasse gebunden).



Abb. 28: Makrophytenernte mit Förderband auf einem Floß im Hausee Metzelthin (Foto: F. Bruck)

Ursprünglich sollte eine zweimalige Ernte pro Jahr durchgeführt werden, was jedoch verworfen wurde, weil sich nach dem ersten Durchgang im Juli 2019 zeigte, dass zu wenig *Ceratophyllum* nachwachsen konnte, um im folgenden Frühjahr das Phytoplankton an einer Massenentwicklung zu hindern. Es wurde befürchtet, dass der klare, Makrophyten-dominierte Zustand des Sees infolge höherer Erntemassen in einen trüben Zustand umschlägt, was die Fortsetzung der Maßnahme unmöglich gemacht hätte.

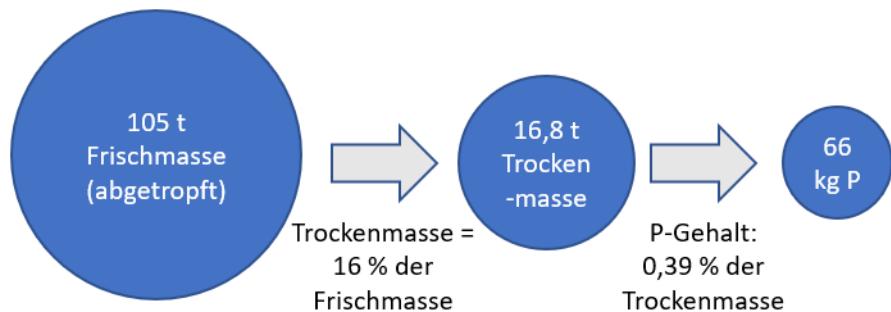


Abb. 29: Berechnung entnommener Phosphor (P)-Menge anhand der entnommenen Pflanzenbiomasse (Frischmasse und P-Gehalte aus durchschnittlichen Werten 2019-2022)

Als Nachteil der Methode ist zu beachten, dass der offenbar vorhandene Vorrat im Seesediment oder den angrenzenden Moorböden auch nach vier Jahren Ernte für P-Nachschub in das Gewässer sorgte: nach den Biomassenentnahmen 2019 und 2020 sank der Gesamt-P Gehalt im See, stieg jedoch 2022 wieder an und sank 2024 wieder stark (Abb. 30). Die Makrophyten zeigten geringe Veränderungen: 2022 wurde vereinzelt *Chara globularis* im See nachgewiesen, in den Exclosures wuchs *Nitellopsis obtusa*. Für eine abschließende Bewertung der Methode hätte die Maßnahme am Hausee noch weitergeführt werden müssen, um zu klären, wann die P-Vorräte erschöpft gewesen wären.

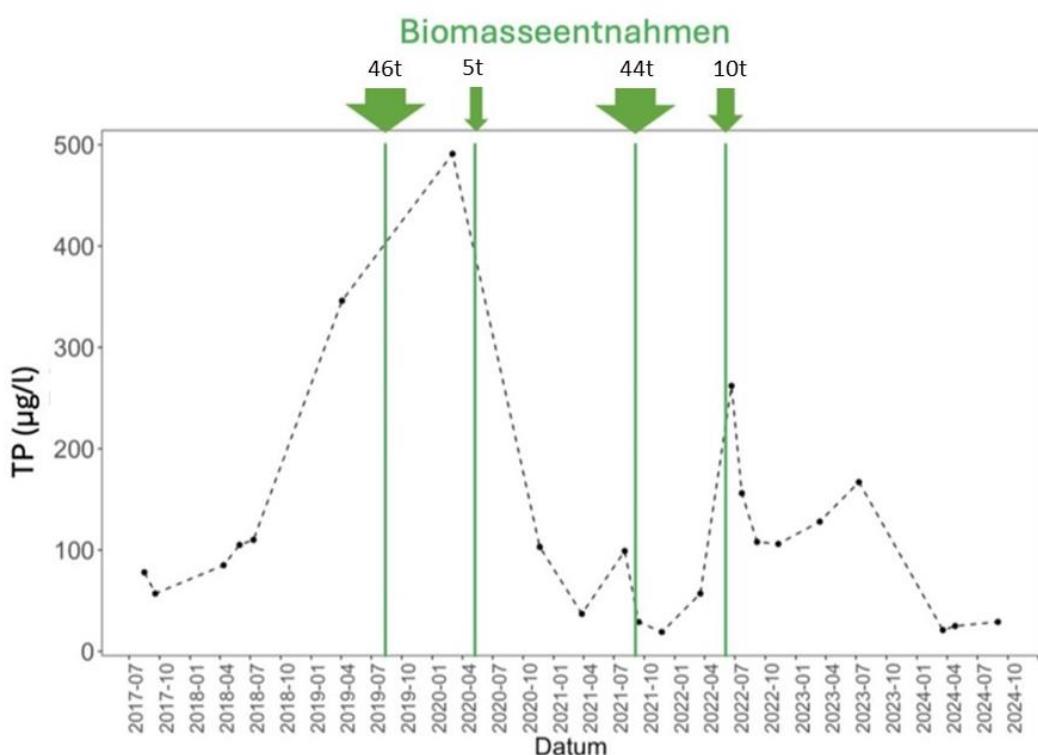


Abb. 30: Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen im Hausee Metzelthin ermittelt aus Wasserproben von 2017-2024

4.7 Tiefenwasserableitung oder -entnahme mit Verregnung (M7)

Hintergrund: Diese beiden Techniken eignen sich nur bei geschichteten Seen mit Wasserüberschuss sowie Vorhandensein eines oberirdischen Abflusses. Der Ansatz nutzt die Tatsache, dass sich der Wasserkörper in der Sommerstagnation entmischt und sich der Hauptteil der P-Menge nahe über dem Grund in den tiefsten Bereichen des Sees konzentrieren kann. Dies hängt allerdings von der Morphometrie ab, da sich bei kleinem Hypolimnion trotz großer Konzentration nur eine geringe P-Menge befinden kann. Eine Entnahme dieses Tiefenwasser führt daher automatisch zu einer Nettoreduktion des P-Gehaltes im Gesamtsystem, wenn gewährleistet ist, dass der zusätzliche P-Export über die Entnahme höher ist als die P-Nachlieferung aus Grund- und Oberflächenwasser (DWA 2024).

Methode: Die Tiefenwasserableitung ist eine kosten- und wartungsarme Methode, den Nährstoffgehalt in einem geschichteten See zu reduzieren. Sie besteht aus einer Rohrleitung von der tiefsten Stelle des Sees in eine Vorflut, die bei ausreichendem Gefälle und großem Rohrquerschnitt als Heberleitung auch ohne Pumpe und damit Energiezufuhr funktioniert. Es ist daher nur ein einmaliges Ansaugen erforderlich; von da an kann die Ableitung dauerhaft ohne weiteren Energieeinsatz weiterlaufen. Entscheidender Nachteil dieser Methode ist die Verlagerung des in der Regel sauerstofffreien, P-reichen und zuweilen mit Schwefelwasserstoff und anderen reduzierenden Substanzen belasteten Wassers in die Vorflut, wobei eine externe Aufbereitung erfolgen kann. Die Tiefenwasserableitung ist daher nur anwendbar, wenn die nachfolgenden Gewässer nicht durch P und andere im Tiefenwasser angereicherten Substanzen beeinträchtigt werden. Die Effizienz der Methode kann mit dem Einbox-Modell ermittelt werden (Stein et al. 2008).

Die Tiefenwasserentnahme zur Verregnung beruht auf demselben limnologischen Phänomen, wobei die Vorteile und Probleme diametral liegen: Die Entnahme erfolgt unter stetigem Energieeinsatz mit leistungsstarker Pumpe, jedoch wird das Tiefenwasser z. B. auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht, wo das Zusatzwasser die Erträge steigert und der erhöhte P-Gehalt noch eine geringe Ersparnis beim Düngemittelverbrauch auf der Fläche bewirkt.

Projektdaten: Eine Tiefenwasserableitung wurde am Dabelowsee errichtet; jedoch schon vor Beginn des E+E-Vorhabens. Ihre Funktionstüchtigkeit und Wirksamkeit wurden im Rahmen des Projektes überprüft. Bei einem Taucheinsatz wurde nachgewiesen, dass die Leitung nach fast 15 Jahren noch ohne Reparatur weiterbetrieben werden kann. Der schon lange anhaltende P-Entzug hat sich bisher jedoch nicht in der Wasserqualität und im Zustand des Seeökosystems niedergeschlagen. Bei Beprobungen des Tiefenwassers im Dabelowsee während der Sommerstagnation (IaG 2021) zeigte sich aber, dass die TP-Konzentrationen über Grund seit der Installation kontinuierlich abgenommen haben.

Eine Tiefenwasserentnahme mit Verregnung auf landwirtschaftlichen Flächen wurde in zwei Seen im EZG des Krienkowsees (Wichmannsdorfer Hausee und Großer Suckowsee mit TP-Werten bis 400 µg/L über Grund) geplant und das Wasserrecht zur Entnahme von Tiefenwasser erlangt. Der Betrieb der Anlage soll sich über die Ertragssteigerung der Flächen im Zusammenhang mit einer spezifischen Fruchtfolge selbst tragen. Die Projektflächen befinden sich in der subkontinental geprägten Uckermark, wo Niederschlagsmangel die Erträge wiederkehrend limitiert hat – ein Problem, dass sich mit zunehmendem Klimawandel verschärfen und den Bedarf an Zusatzwasser aus dem See steigern wird. Es zeichnet sich eine Win-win-Situation aus landwirtschaftlicher wie gewässerökologischer Perspektive ab. Als größter Konflikt wird die zeitliche Optimierung des Pumpvorganges gesehen, da der Beregnungsbedarf von

April bis Juni am höchsten ist, während die P-Konzentrationen üblicherweise erst im September kulminieren. Die Pumpstation am Großen Suckowsee ging 2024 in Betrieb, am Hausee wurde jedoch auf einen Bau verzichtet, weil klimawandelbedingt das Wasserdargebot im Hausee zu gering geworden war.

4.8 Interne Phosphor-Fällung (M8)

Hintergrund: Die Fällung ist eine in der Praxis häufig angewendeten Methoden, dem Wasserkörper zur Verringerung der Primärproduktion P zu entziehen. Sie wird angewendet, wenn Einträge aus dem EZG nicht relevant sind oder durch Sanierungsmaßnahmen weitgehend eliminiert wurden. Der P bleibt dabei im Gewässer, wird aber möglichst stabil im Sediment gebunden.

Methode: P-Fällungen werden meistens mit verschiedenen eisen- oder aluminiumhaltigen Flockungsmitteln durchgeführt, wobei auch viele andere Stoffe aus dem Wasserkörper ins Sediment verlagert werden. Einige Verfahren bieten den Vorteil, dass die abgelagerten Flocken auch die P-Rücklösung aus dem Sediment verhindern. Die Applikation kann vom Boot aus, auf dem Eis oder mit Pumpkreislauf am Ufer erfolgen. Dazu gibt es zahlreiche Fallbeispiele und Literatur (Lewandowski et al. 2003, Lopota et al. 2019, Lürling et al. 2013, Sarvala & Helminen 2023), ein Überblick findet sich in DWA (2024). In jedem Falle ist ein wasserrechtliches Genehmigungsverfahren erforderlich.

Projektdaten: Im Projekt waren drei Seen für eine Fällung vorgesehen, wobei lediglich die Maßnahme am Griebchensee im Projektzeitraum umgesetzt werden konnte. Im Herbst 2021 kam Polyaluminiumchlorid (PAC) zum Einsatz (Abb. 31), das von einem kleinen Fällboot ausgebracht wurde, mit dessen Schraube auch die groben Flocken zerkleinert wurden (Details siehe Mauersberger et al. (2026) Kap. 3.1.2.2). Der Griebchensee wies zuvor schon eine relativ geringe Alkalinität auf, so dass zugunsten des erwünschten Characeen-Wachstums ohnehin eine Kalkung (siehe M17) geplant war und während der Einbringung des stark sauren Fällmittels der pH-Wert engmaschig überwacht werden musste. Die Kalkung wurde einige Monate danach angeschlossen (Details siehe Mauersberger et al., in Vorb., Kap. 3.1.3). Die Wirkung der Maßnahme setzte umgehend ein; der TP-Gehalt sank stark (Abb. 31), die Sichttiefe nahm deutlich zu. Sie lag in den Vorjahren meist unter 1 m, 2023 und 2024 herrschte ständig Grundsicht (je nach Pegelstand bei 1,8 bis 2,3 m). Die Transparenz entsprach zeitweise einer geschätzten Sichttiefe von über 3 m. Der Chlorid-Gehalt stieg durch die PAC-Zugabe stark an (Abb. 32), sank bis 2024 aber wieder deutlich. Die submerse Vegetation dieses kleinen Flachsees, der den Oosporenfunden im Sediment zufolge zeitweise aus mehreren Chara-Arten bestand (Holzhausen 2018), änderte sich sehr stark, wenn auch nicht vollständig in Richtung des erwünschten Zustandes. Vor den Maßnahmen war das trübe Gewässer fast vollständig kahl, punktuell war *Ceratophyllum demersum* zu finden, an der Wasserlinie wuchsen einzelne Characeen. 2022 bis 2024 dominierten massenhafte Fadenalgen im gesamten Wasserkörper, der Bestand von *C. demersum* nahm nur geringfügig zu. Im Südwestteil des Sees entstand ein großer Bestand von *Chara globularis/virgata*. Andere Characeen-Arten (*C. tomentosa*, *N. obtusa*), die punktuell eingebracht wurden, konnten sich nicht etablieren.

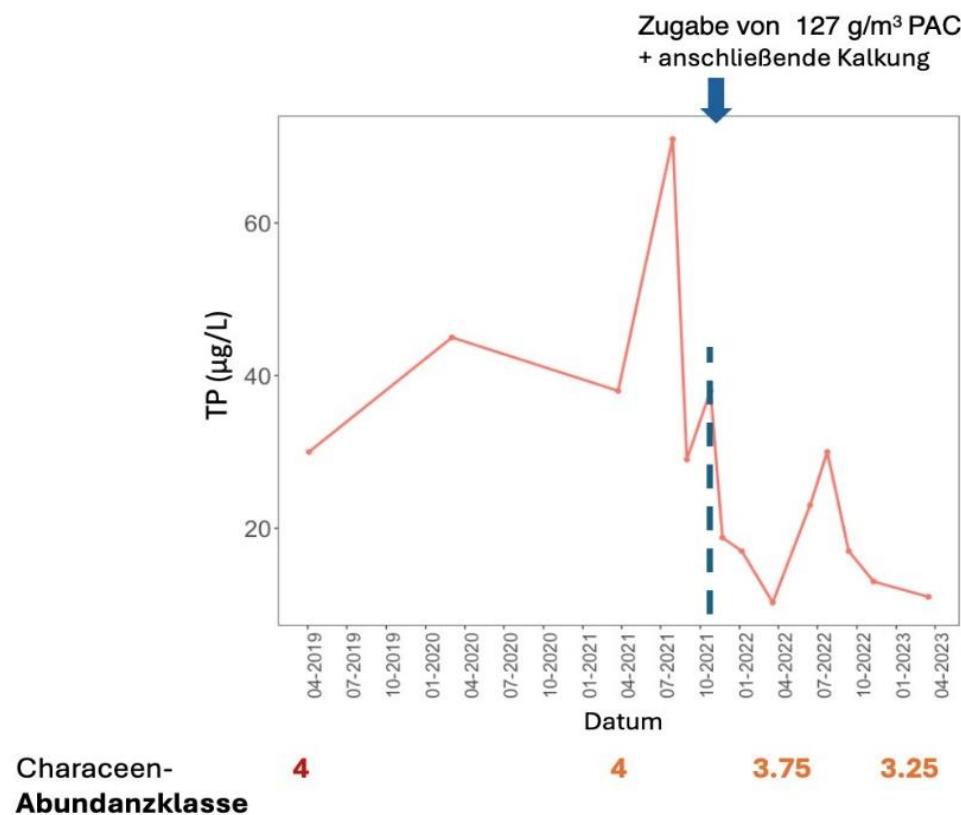


Abb. 31: Gesamtphosphor (TP)-Konzentration und Characeen-Abundanzklasse im Griebchensee vor und nach der Polyaluminiumchlorid (PAC)-Fällung sowie anschließende Kalkung

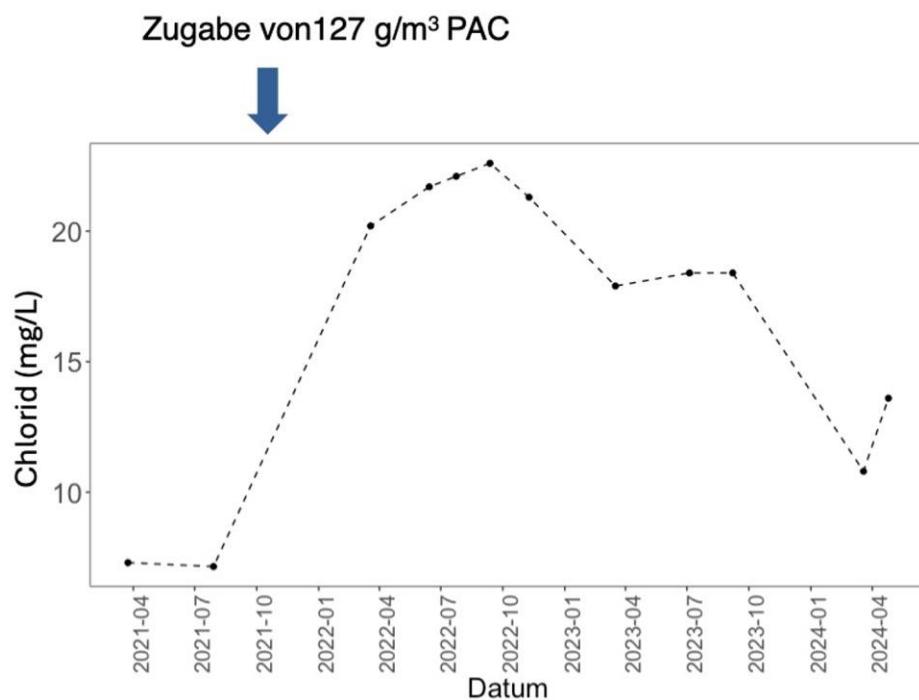


Abb. 32: Chlorid-Konzentrationen im Griebchensee vor und nach der PAC-Fällung im Oktober 2021

4.9 Reduktion von nicht-piscivoren Fischen (M9) einschließlich Karpfen (M11), anderer benthivorer Fische (M12) und herbivorer Graskarpfen und Krebse (M13)

Hintergrund: Die potenziell ungünstigen Auswirkungen verschiedener Fischarten auf Characeen-Bestände wurden in den Kap. 3.13, 3.15, 3.17, 3.18 und 3.25 erläutert. Je nach Gewässersituation kann einerseits die Reduktion von Massenbeständen kleinerer Arten mit verschiedener Ernährungsweise (Rotfeder, Plötze, Güster, kleine Barsche) oder von größeren, benthivoren Arten (Blei, Schlei, Karausche) für eine Förderung der Characeen relevant sein. Andererseits spielt der Besatz großer, ursprünglich nicht heimischer Arten wie Karpfen und Graskarpfen eine Rolle, die sich bisher in Characeen-Seen Nordostdeutschlands nicht selbst reproduzieren können. Große Karpfen und Graskarpfen sind allerdings sehr schwer zu entnehmen, da sie vielen Fangbemühungen entgehen. Große Unsicherheit besteht hinsichtlich der erforderlichen Mindestentnahmemengen, um positive Effekte auf Characeen zu erreichen. Für eutrophe Flachseen wird empfohlen, innerhalb weniger Jahre mindestens 200 kg Fisch/ha zu entfernen, um einen Effekt auf das Phytoplankton und damit die Wasserklarheit und eine potenzielle Wiederbesiedlung mit Unterwasserpflanzen zu erzielen (Olin et al. 2006, Søndergaard et al. 2008). Für oligo-mesotrophe Seen liegen keine Erfahrungswerte vor.

Methode: Prinzipiell sind alle gemäß Fischereigesetzgebung zulässigen Methoden, die zur Reduktion der Bestände oben genannter Zielfische führen, geeignet (z. B. Mehner et al. 2004). Die Erfahrungen aus dem Projekt zeigen, dass mit Kiemennetzen und Elektrofischereigeräten nicht die erforderlichen Fischmengen entfernt werden können (Tab. 9). Eine übliche Methode ist die Zugnetzbefischung (Abb. 33), die normalerweise bei Wassertemperaturen unter 5°C durchgeführt wird (Knösche & Rümmler 2017) und unter Umständen Tonnenerträge in nur wenigen Stunden ermöglicht. Der Einsatz eines Echolotes zur Lokalisierung von Schwärmen kann dazu maßgeblich beitragen. Weiterhin können Reusen verschiedener Bauart genutzt werden, die über Wochen kontinuierlich fangen und vor allem in der Laichzeit der Zielarten (April bis Juni) erfolgreich sind (Tab. 9).

Fischärme Teileflächen können auch durch Abtrennung von Buchten im Winter, wenn sich die Hauptmasse der Fische in tieferen Seebereichen konzentriert, erzeugt werden. Da die erzeugte Ungleichverteilung nur solange wirksam bleibt, bis die Fischbestände in der abgesperrten Bucht nachgewachsen sind, wurden im Projekt Absperrungen mit einseitig gerichteten Ausschwimmöffnungen erprobt, so dass sich der fischärme Zustand in der Bucht aufrechterhält. Derartige Maßnahmen haben den Vorteil hoher Akzeptanz, weil die Summe der im See vorhandenen Fische theoretisch unverändert bleibt.

Invasive Krebse sind aufgrund ihrer hohen Vermehrungsrate mit fischereilichen Mitteln sehr schwierig zu entnehmen. Für eine Förderung von Characeen wird die Anwendung von Exclusions, wie in van de Wal et al. (2013) beschrieben, oder die Abtrennung von Seeteilen (siehe unten) empfohlen.

Projektdaten: Die Erträge von Zugnetzbefischungen lagen bei 39 Einsätzen in 21 Seen zwischen 0 und 166 kg/ha (siehe Tab. 14 in Mauersberger et al., in Vorb.). Die Änderung der Characeen-AK nach diesen Maßnahmen korrelierte signifikant mit der gesamten, durch Projektmaßnahmen oder Fischsterben (Griebchensee) entfernten Fisch-Biomasse (inklusive Referenzseen ohne Maßnahmen) (Abb. 34). Eine Änderung der Characeen-AK um eine Einheit (orangene, gestrichelte Linie) erforderte eine Entfernung von ca. 120 kg/ha Weißfisch (orangener Pfeil in Abb. 34). Im Projekt wurden diese Fangmengen nur in drei Seen erreicht, im Gr. Griebchensee (Trophie e2) durch eine natürliche Ausstickung, im Jungfernsee (e1) durch eine

Kummreusen-Befischung 2023 und im Waschsee durch Zugnetz-Abfischung von Marmorkarpfen (*Aristichthys molitrix*). Letztere sind als planktivore Fische ohne Relevanz für Characeen, die Werte des Waschsees wurden daher weggelassen (Signifikanz ist davon nicht beeinflusst).



Abb. 33: Zugnetzfischerei auf dem Sabinensee (Foto: F. Bruck)

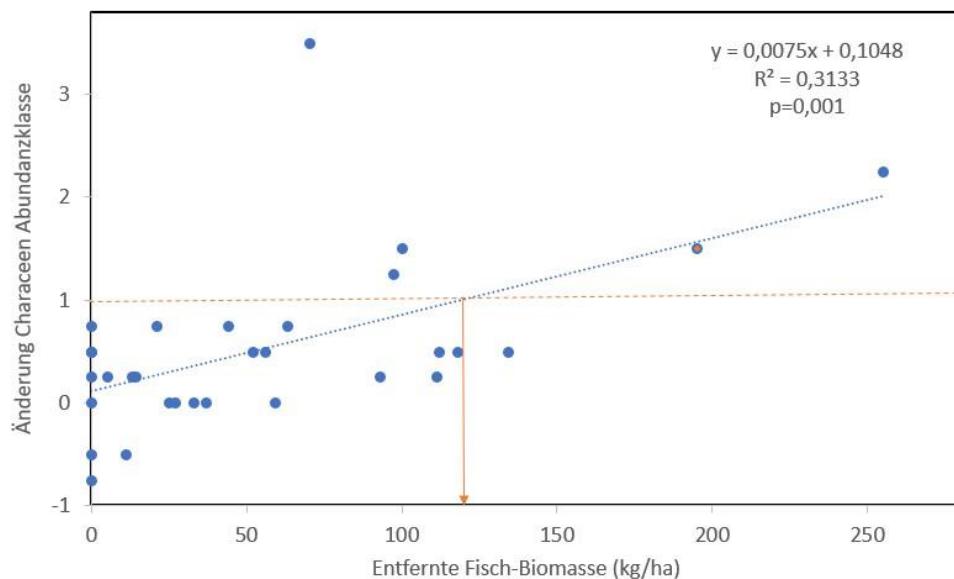


Abb. 34: Änderungen Characeen-Abundanzklasse in Abhängigkeit von der entfernten Fisch-Biomasse im Projektzeitraum 2018-2024 ohne die Werte des Waschsees

Am Großen Gollinsee (m1) war die Entfernung von 96 kg/ha Blei und Plötze in den Jahren 2019 und 2020 vermutlich ausschlaggebend für die schnellste und beste Entwicklung der Characeen-AK innerhalb der Projektlaufzeit: Die Wiederbesiedlung dieses nahezu makrophytenfreien Sees erfolgte innerhalb eines halben Jahres mit vier Characeen-Arten mit größeren Beständen von 2 m Wassertiefe bis zur unteren Makrophytengrenze. Die Characeen-AK verbesserte sich von 4 vor den Maßnahmen auf 2,5 (Abb. 35).

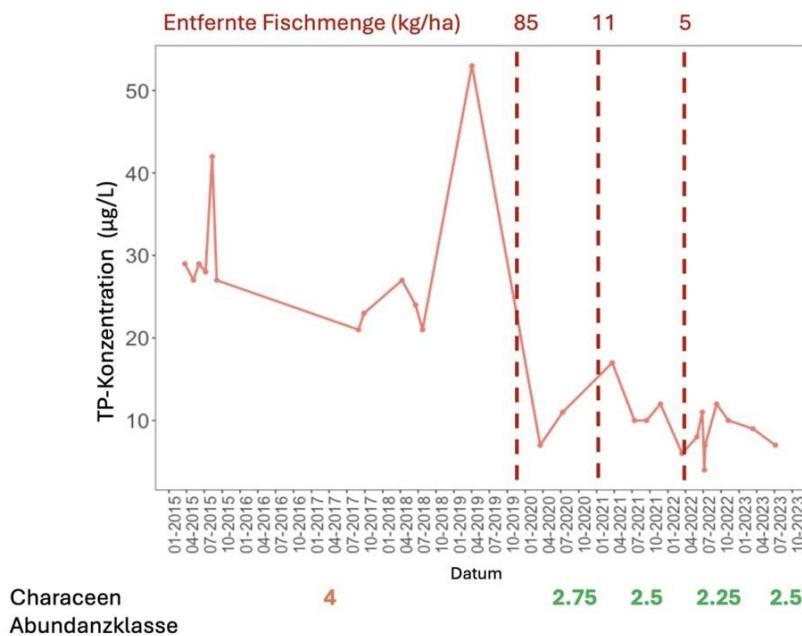


Abb. 35: Entwicklung der Gesamtphosphor(TP)-Konzentration und Characeen-Abundanzklassen im Großen Gollinsee nach mehrfacher Entnahme von benthivoren Fischen (hauptsächlich Bleie) durch Zugnetzbefischung

Weitere erfolgreiche Abfischungen von Weißfischen gelangen 2019 am Krienkowsee (91 kg/ha), 2020 am Gr. Petznicksee (63 kg/ha) und 2020 am Mellensee bei Lychen (65 kg/ha), zogen aber keine Vegetationsveränderungen nach sich. Alle drei Seen sind nährstoffreicher (e1 bis e2), so dass mit diesen Mengen vermutlich die Effektschwelle nicht erreicht wurde.

Bei der Reusenfischerei wurde die Kummreuse intensiv (Abb. 36-37) erprobt, deren letztes Fangbecken nicht aus einem Sack, sondern einem nach oben offenen Hälter besteht. Dieses sehr schonende Fanggerät ermöglicht nicht nur den Ausstieg von Fischotter und Wasservögeln, sondern auch eine individuelle Selektion der lebenden Fische ohne Minderung der Vitalität (Rückbesatz der Raubfische, Mitnahme der Friedfische). Im Projekt wurden pro Reuse im Ausnahmefall 520 kg Fisch in der Saison gefangen, jedoch ist durchschnittlich von nur 60 kg je Reuse und Jahr auszugehen. Die Methode kam an 20 Seen zum Einsatz, wobei jährlich 2 bis 61 kg/ha gefangen und die Effektschwelle meist nicht erreicht wurde (Tab. 13 in Mauersberger et al., in Vorb.). Ein deutlicher Zuwachs an Characeen wurde in der abgetrennten Nordwestbucht des Gr. Tietzensees erreicht, wo von 2020 bis 2022 in Summe 70 kg/ha entnommen wurden (mit zwei Kumm- und zwei Normalreusen, wobei Kummreusen insbesondere für Bleie deutlich effektiver waren). Dieses Beispiel zeigt, dass durch mehrjährige Entnahme kumulative Effekte auftreten können und die Befischung sich über mehrere Jahre ziehen sollte.

2023 wurden im Jungfernsee, einem sehr kleinen eutrophen Flachsee, mit einer großen Reusenzahl (Abb. 37), überlangen Leitnetzen und Verringerung der Maschenweiten eines Teils der Reusen von 20 auf 10 mm 161 kg/ha Weißfisch entnommen. Bei der anschließenden Kontrolluntersuchung lag der Raubfischbiomasseanteil bei 55 %. 2024 kam es trotz suboptimaler Wasserqualität (TP-Konzentration 53 µg/L im Frühjahr) zur massiven Ausbreitung von Characeen.

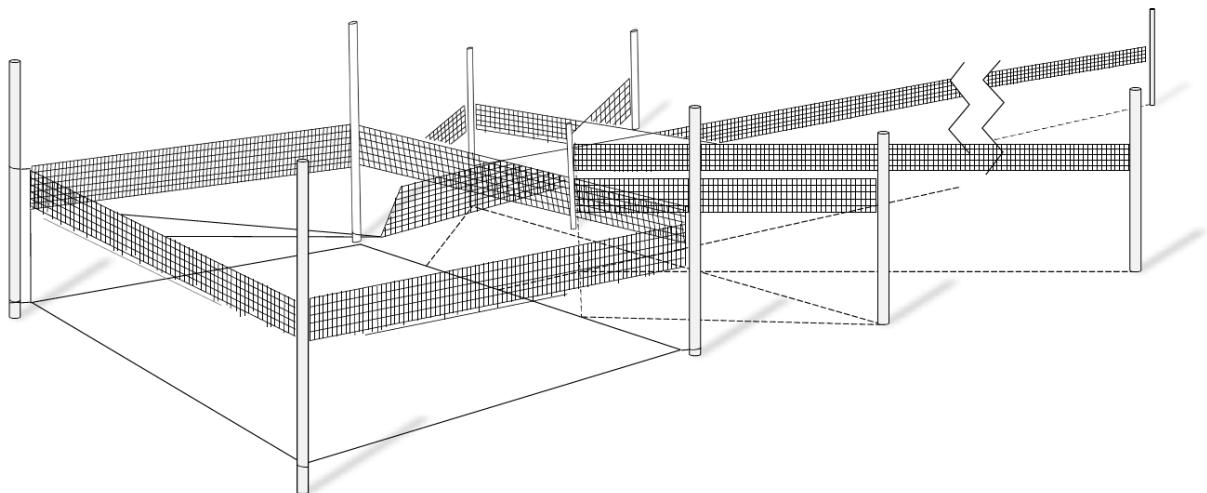


Abb. 36: Schematischer Aufbau einer Kummreuse in der Boddenfischerei (verändert nach Winkler 2009, S. 51)

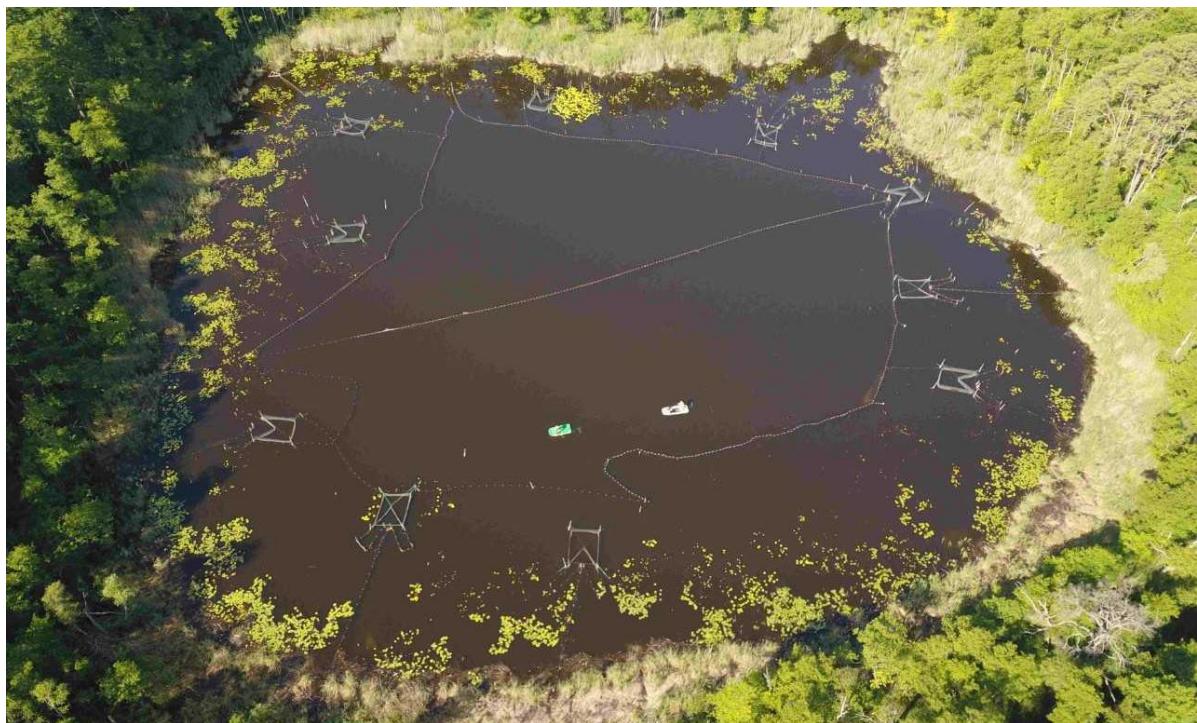


Abb. 37: 10 Kummreusen im Jungfernsee 2023 (Foto: H. Wengler)

Der Fang von Karpfen (*Cyprinus carpio* und dessen Zuchtformen) gelang mit dem Zugnetz an 7 von 18 bearbeiteten Seen. Die Fangmengen blieben allerdings gering; die Maximalwerte stammen vom Großen Kronsee (100 kg, entspricht 2,2 kg/ha), Dreiersee (70 kg, 2,6 kg/ha) und vom Großen Petznicksee (50 kg, 14 kg/ha). Mit Kummreusen (20 Seen) erfolgte der Nachweis von Karpfen nur in 5 Seen, obwohl in 3 weiteren das Vorkommen bekannt war. Der höchste Ertrag stammte vom Dreiersee (30 kg, 1,1 kg/ha). Der Einsatz von Kummreusen als alleiniges Mittel zur Karpfenreduktion ist daher nicht zu empfehlen. Stellnetze können dagegen mitunter erfolgreich sein; bei mehreren Einsätzen mit großer Maschenweite (135 mm) von November 2020 bis März 2021 wurden im Großen Boberowsee 113 kg (6 kg/ha) Karpfen gefangen. Dabei handelte es sich um 7 von ca. 50 Tieren, die einige Jahre zuvor besetzt worden waren.

Graskarpfen wurden nur bei zwei Einsätzen gefangen, dabei 42 kg mit dem Zugnetz im Großen Weißen See bei Wesenberg und 28 kg mit Kummreusen im Dreiersee.

Die getesteten Fangmethoden in den Projektseen waren für verschiedene Fischarten geeignet und weisen Vor- und Nachteile auf (Tab. 9). Die größten Fangmengen wurden mit dem Zugnetz und Reusen (im Projekt vor allem Kummreusen) erreicht. Besonders hohe Effekte stellten sich ein, wenn die Kummreusen in großer Zahl und nicht nur ein Jahr betrieben wurden. Großmaschige Stellnetze können selektiv zusätzlich bei Karpfen eingesetzt werden, wobei unklar bleibt, ob mit den Fängen eine signifikante Reduktion zu erzielen ist. Stellnetze im Allgemeinen und Elektrofischerei scheiden als Methoden für die Entnahme von Massenfischen aus, da die Fangmengen in Relation zu den Beständen in der Regel marginal bleiben.

Tab. 9: Vergleich unterschiedlicher Fischentnahmetechniken als Maßnahme zur Wiederansiedlung von Characeen

Fangmethode	Vorteile	Nachteile
Stellnetze	einfache Handhabung	geringe Fangmenge pro Hektar, unerwünschte Raubfisch-Mortalität
Großmaschige Stellnetze (über 100 mm)	einfache Handhabung, selektiver Karpfengang möglich	geringe Fangmenge pro Hektar
Zugnetz	maximale Fangmengen in kurzer Zeit möglich, für Blei und Plötze sehr effektiv	geringe Fähigkeit von Litoralfischen (v.a. Rotfeder), hoher Personal- und Technikaufwand
Kummreuse	hoher Hektarertrag möglich, gute Selektionsmöglichkeit zwischen Entnahme und Rückbesatz	aufwändiger Auf- und Abbau; für steilscharige Seen ungeeignet, Karpfen im Fang unterrepräsentiert
Elektrofischerei	gute Selektionsmöglichkeit zw. Entnahme und Rückbesatz	nur im Litoral einsetzbar, geringer Hektarertrag

Im Projekt wurden außerdem drei verschiedene Ansätze zur Abtrennung von Seeteilen getestet, in denen eine geringere Fischbestandsdichte erzeugt werden sollte. Mit Hilfe eines Reisigzaunes (Totholzbarriere) in der flachen Verbindung zwischen Hauptbecken und Nordwestbecken des Großen Tietzensees wurde die Rückwanderung von Fischen in das mit Reusen intensiv befischte Nordwestbecken verhindert. Eine in den Verbindungsgraben zwischen Gr. und Kl. Krinertsee eingebaute Schwelle (Grabensperre) wird langfristig das Eindringen von Karpfen aus Besatzmaßnahmen im Gr. Krinertsee in den Kl. Krinertsee (Kernzone des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin) verhindern. Im Winter eingebaute Netzbarrieren (Abb. 38) trennten die kleine Ostbucht des Gr. Kronses und die Südbucht des Glambecksees von den jeweiligen Hauptbecken der Seen ab, um die Potenziale der Characeen in fischärmerem Milieu zu demonstrieren. Im Glambecksee, wo die Maßnahme kurzzeitig sehr erfolgreich verlief (schnelle Entwicklung sehr vitaler Chara-Bestände im ersten Jahr, Abb. 39-40) musste die Absperrung 2022 zurückgebaut werden.



Abb. 38: Netzbarriere im Glambecksee 2020 (Foto: M. Steinmüller)



Abb. 39: Ungestörter Bestand von *Chara tomentosa* in der abgesperrten Bucht des Glambecksees
(Foto: S. Oldorff, September 2021)



Abb. 40: Bestand von *Chara tomentosa* im Hauptbecken des Glambecksees (Foto: S. Oldorff, September 2021). Das Bild zeigt starken Periphytonbefall und Wühltrichter im Umfeld.

Im Kronsee wurde der Ansatz weiterverfolgt, indem 2023 zwei Reusenkehlen in das Absperrnetz integriert wurden, die den Fischen ein ungehindertes Verlassen der Bucht ermöglichen, während die Einwanderung nach wie vor versperrt blieb. Auf diese Weise sollte erreicht werden, dass die Dichte der Fischpopulation in der Bucht ohne weitere Aktivitäten auf geringerem Niveau verbleibt. Ein analoges, sich selbst entleerendes System wurde 2023 in der Südspitze des Großen Gollinsees mit spitz zulaufenden Leitnetzen und zwei Spalten zum Verlassen der Bucht installiert (Abb. 41). Die über mehrere Wochen betriebene Erfolgskontrolle mit Reusensäcken hinter dem Spalt zeigte, dass in kurzer Zeit Hunderte Rotfedern und kleine Barsche die kleine Bucht bereits verlassen hatten. 2024 zeigten die Characeen-Rasen in der Bucht eine hohe Dichte und Vitalität, außerdem drangen die Bestände zunehmend ins Flachwasser vor. Diese Netzbarrieren oder „Unterwasser-Knotengeflecht-Leitvorrichtungen“ wurden behördenseitig als fischereiliche Anlagen betrachtet und blieben genehmigungsfrei.



Abb. 41: Leiteinrichtung in der Südspitze des Gollinsees. Außer dem in W-Form gebauten Netz sind Spannseile zu erkennen. In den Spitzen im Bildvordergrund befinden sich wie Reusenkehlen geformte Ausschwimmöffnungen (Foto: A. Bormeister, 2023)

4.10 Raubfischbesatz (M10)

Hintergrund: In größeren Seen sind natürlicherweise piscivore Fische, meist mehrere Arten, anwesend. Ihr Fraßdruck auf alle anderen Fische ist eine zentrale Steuergröße für die planktischen und benthischen Lebensgemeinschaften und damit auch indirekt für die submerse Vegetation. Ein hoher Raubfischanteil an der Fischbiomasse ist daher mit hoher Makrophytendeckung korreliert (Grimm 1990, Jacobsen & Perrow 1998). Seit Jahrzehnten wird durch Biomaneipulation versucht, entweder die Friedfischbiomasse zu reduzieren oder den Raubfischanteil zu erhöhen (Lathrop et al. 2002). Für den empfohlenen Raubfischanteil variieren die Angaben in der Literatur zwischen 20-50% (Mehner et al. 2002, Kasprzak et al. 2007).

Methode: In einigen Jahrzehnten Erfahrung mit Raubfischbesatz als Biomaneipulation zeigte sich, dass dieser oft nicht den gewünschten Erfolg brachte (Vasek et al. 2013). Der Hechtbestand eines Sees lässt sich wegen dessen kannibalistischer Lebensweise nicht beliebig vergrößern (Guillerault et al. 2018, Matern et al. 2025). Ein Besatz kann allenfalls sinnvoll sein, wenn die natürliche Reproduktion gestört ist, z. B. nach starken Verlusten durch Ausstickung (Hühn et al. 2014). Zander ist keine Charakterart für klare, makrophytenreiche Seen (Mehner et al. 2004, Scharf et al. 2011) und daher nicht zu empfehlen. Piscivore Barsche (über 15 cm), die Bestände kleinerer Weißfische reduzieren könnten, werden schnell kannibalistisch (Mehner et al. 1996, Schulze et al. 2006). Welsbesatz ist im Naturschutz und Fischereibiologie umstritten (Wysujack & Mehner 2005, Baer et al. 2025), auch weil die Art vermutlich nicht zur autochthonen Fischzönose vieler Characeenseen gehört und ein zu großer Einfluss auf Wasservögel befürchtet wird.

Projektdaten: Im Projekt sollte Raubfischbesatz entsprechend nur ausnahmsweise stattfinden, wobei der Wels auf Druck der zuwendungsgebenden Bundesländer komplett ausgeklammert wurde. Dieser Maßnahmentyp kam daher nur an zwei Seen zum Einsatz, deren

Raubfischbestände durch winterliche Ausstickung vollständig erloschen (Rarangsee) oder auf marginale Mengen (Griebchensee) reduziert waren. In beide Seen wurden bei niedriger Wassertemperatur Wildfänge von großen, piscivoren Barschen (über 15 cm) und Hechten besetzt, die beim Ablassen eines Teiches, durch Elektrofischerei sowie durch Angeln gewonnen wurden. Die Kosten hierfür waren im Vergleich zu allen anderen Methoden sehr niedrig. In beiden Seen war der Besatz sofort erfolgreich; im Folgejahr wurde für beide Arten jeweils Reproduktion nachgewiesen (Details siehe Mauersberger et al., in Vorb.). Im Griebchensee dürfte der Raubfischbesatz zum Gesamterfolg der Maßnahmen (im Komplex aus PAC-Fällung und Kalkung mit vorangegangener Ausstickung) beigetragen haben. Im Rarangsee, dessen Wasserspiegel seit Beginn der Voruntersuchungen im Jahr 2017 stetig gefallen ist und wo bis 2023 nur noch wenige Bereiche mit einer Tiefe von mehr als 50 cm verblieben sind, behindern inzwischen andere Faktoren die Ausbildung submerser Vegetation.

Maßnahmen M11 bis M13 siehe M9

4.11 Maßnahmen zur Sedimentqualität (M14)

Hintergrund: Obwohl Characeen keine Wurzeln haben, spielt die Sedimentqualität für ihre Ansiedlung eine wichtige Rolle, und sie können ihre Nährstoffversorgung auch ausschließlich aus dem Sediment realisieren (Wüstenberg et al. 2011). Hohe P-Gehalte können eine Ansiedlung verhindern, da hier meist Gefäßpflanzen oder Phytoplankton dominieren. Nach Van de Weyer et al. (2024) sind submerse Makrophyten-Ansiedlungen in Seen nur bei unter 0,5 g P/kg Trockengewicht in den oberen Sedimentschichten möglich. Bislang wenig erforscht sind die Auswirkungen von Pestizid-Rückständen im Sediment von Seen auf Characeen (Krambeck et al. 2024). Landwirtschaftlich genutzte Böden weisen noch Jahrzehnte nach der Nutzung niedrige Konzentrationen von Pestizindrückständen auf (Chiaia-Hernandez et al. 2017). Durch Abflussgräben oder Erosion wie etwa nach Starkregenereignissen kann es zu Einträgen in aquatische Habitate kommen (Schönenberger et al. 2020). Die chemischen Eigenschaften der Pflanzenschutzmittel bedingen deren Lösbarkeit im Wasser oder Absorption ins Sediment. Dabei liegt eine höhere Anreicherung in feineren Sedimenten und in stehenden Gewässern vor. Liegen durch die saisonale Schichtung von Seen anoxische Bedingungen im Hypolimnion und Sediment vor, wodurch der Abbau der Stoffe gehemmt wird, werden diese langfristig gespeichert und können möglicherweise auch remobilisiert werden (Chiaia-Hernandez et al. 2022).

Methode: Entschlammungen können im Prinzip zur Beseitigung von Nähr- und Schadstoffen bei der Seentherapie durchgeführt werden, sind aber mit Risiken, z. B. der Mobilisierung dieser Schadstoffe oder Freisetzung P-haltiger Sedimentschichten verbunden (DWA 2024). Im neu angelegten PHOENIX See wurde zur Etablierung nährstoffärmer Verhältnisse und Ansiedlung von Characeen eine 20 cm starke, nährstoffarme Sandschicht aufgebracht (Van de Weyer et al. 2014).

Projektdaten: Im Rahmen des Projektes wurden keine Maßnahmen zur Verbesserung der Sedimentqualität durchgeführt. Die P-Gehalte in den oberen 10 cm Sediment lagen in drei untersuchten Seen zwischen 1 und 3,5 g/kg Sediment (Schwanzsee - 2022, Griebchensee: makrophytenfrei; Mellensee - 2022: keine Characeen, wenige andere eutraphente Makrophyten (Gonsiorczyk 2021, 2022a, b).

4.12 Einbringung Oosporen/Pflanzen (M15)

Hintergrund: Die künstliche Ansiedlung von Characeen empfiehlt sich, wie auch bei anderen submersen Makrophyten, erst dann, wenn die natürliche Ansiedlung unterblieben ist, als unwahrscheinlich angesehen wird, zu lange dauert, oder die Gefahr der Etablierung unerwünschter Arten besteht, der man mit der Anpflanzung zuvor kommen möchte (Hilt et al. 2006, Hüssner et al. 2014; siehe auch M1). Für die aktive Ansiedlung von Characeen gibt es weltweit nur begrenzte Fallstudien (Blindow et al. 2021, Van de Weyer et al. 2023).

Methoden: Hinweise zur künstlichen Ansiedlung von Characeen durch Pflanzung in Flachwasser-Enclosures finden sich unter M1. Andere Methoden zur Anpflanzung sind beispielsweise mithilfe von Taucher*innen (Hilt et al. 2006), über Matten (Hüssner et al. 2014) oder die Animpfung mit Oosporen, die z. B. mithilfe eines Saugverfahrens gewonnen wurden (van der Weyer et al. 2023). Zu beachten sind die Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen (Sukopp & Trautmann 1981) sowie der Leitfaden zur Verwendung von gebietseigenem Saat- und Pflanzgut krautiger Pflanzen (Skowronek et al. 2023). Das Einbringen von Oosporen mit (Fremd)Sediment ist genehmigungsseitig aufwändiger.

Projektdaten: Im Projekt wurden in 16 Seen Fisch-Exclosures (Abb. 42, meist 4 Replikate) mit Characeen besetzt, die aus großen, ungefährdeten, ortsnahen Vorkommen verbreiteter Arten in nordostdeutschen Seen (*Chara tomentosa*, *C. papillosa* und *Nitellopsis obtusa*) stammten und in der Regel mit einer Harke gewonnen wurden.



Abb. 42: Characeen in Fisch-Exclosure im Giesenschlagsee Nord 2022 (Foto: M. Steinmüller)

Aus dem Besatz entwickelten sich innerhalb von 14 Exclosures (88 %) neue Bestände, die nach dem Rückbau der Exclosures mitunter expandierten (Gr. Tietzensee, Gr. Gollinsee, Jungfernsee). In 5 dieser Seen wurden auch unbesetzte Exclosures (4 Replikate) untersucht. Im Vergleich zeigen die besetzten Exclosures eine signifikant höhere Characeen-Deckung als die unbesetzten (Abb. 43). Ob die Fisch-Exclosures primär dem Schutz des eingebrachten Pflanzmaterials vor Verdriftung in tiefere Bereiche, vor dem Fraß durch herbivore Fische oder vor dem physischen Einfluss wühlender benthivorer Fische dienten, ließ sich nicht final kären. Am

Griebchensee, am Großen Petznicksee und am Jungfernsee wurden auch Characeen jeweils nach Fischreduktionsmaßnahmen ohne Zaun geschützt besetzt, die Standorte meist mit Pfählen markiert. Am besonders erfolgreich befischten Jungfernsee entwickelten sich daraus im Folgejahr größere Bestände, in den anderen beiden Seen verschwanden die besetzten Arten innerhalb weniger Monate.

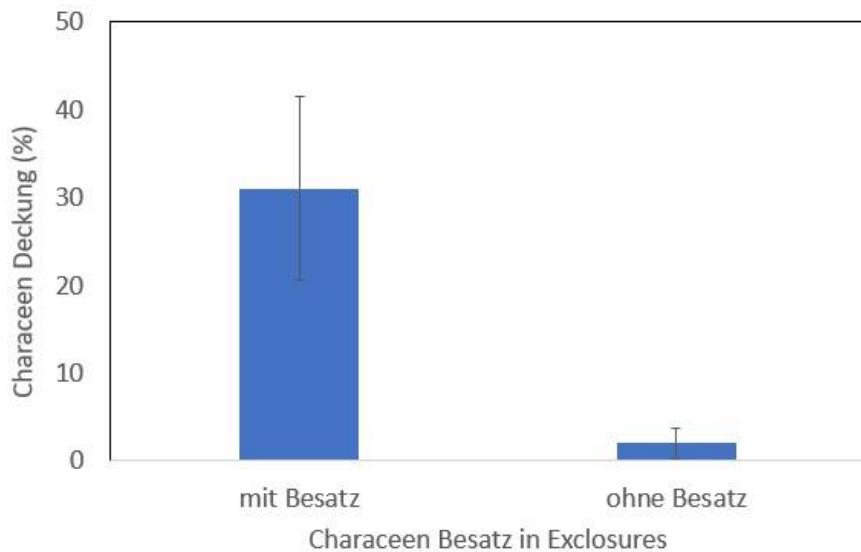


Abb. 43: Characeen-Deckung in Fisch-Exclosures in 5 Seen (je 4 Replikate, \pm Standardfehler) mit und ohne Besatz von Characeen nach ca. 2 Jahren (Details siehe Mauersberger et al., in Vorb.)

4.13 Verringerung des Eintrages von Huminstoffen (M16)

Hintergrund: Huminstoffe (messbar als DOC oder SAK) wirken ungünstig auf die verfügbare Lichtmenge für Makrophyten ein und haben bei höheren Konzentrationen womöglich auch direkte negative physiologische Effekte (siehe Kap. 3.4 und 3.23). Typische Eintragspfade sind Zuflüsse aus entwässerten Mooren, Freisetzung aus Oberböden bei Wasserstandsschwankungen und Falllaub.

Methode: Eine Reduzierung der DOC-Einträge in Gewässer kann grundsätzlich über eine Erhöhung des Laubbaumanteiles sowie eine Wiederherstellung von Moor- und Feuchtgebieten im EZG erreicht werden (Kritzberg et al. 2020). Maßnahmen zur Moorwiedervernässung können zur Senkung der Huminstoff-Einträge in Seen führen, wenn der oberflächliche Abfluss aus dem Moor stark reduziert oder eingestellt wird (Wiederherstellung eines Binnen-EZG). Die meisten Maßnahmen zum Wasserrückhalt im EZG (M5) wirken daher auch vermindernd auf DOC-Einträge. Bei einer Fällung mit PAC (M8) werden auch Huminstoffe aus der Wassersäule entfernt. Eine weitere Quelle von Huminstoffen sind periodisch überstaute Uferbereiche, insbesondere bei eiszeitlich entstandenen Seen mit organischen Ufersedimenten oder größere Verlandungsmoore. Bei vielen dieser Seen lässt sich der Wasserstand nicht beeinflussen (Grundwasserseen und andere abflusslose Gewässer) und Hochwässer nach langen Trockenzeiten können zu massiven DOC-Einträgen führen, wie z. B. im Kleinen Gollinsee (Brothers et al. 2014, Kazanjian et al. 2021). Die natürliche Pegeldynamik wird durch den Klimawandel und seine häufigeren extremen Wetterereignisse (Starkregen, Dürreperioden) absehbar derart verstärkt, dass zunehmend mit unkontrollierbaren Verbraunungseffekten in Characeen-Seen zu rechnen ist. Für durchflossene Seen könnte eine Einschränkung der Pegeldynamik helfen,

z. B. durch eine Festsetzung ganzjähriger Stauziele für Seen und der Umbau von regulierbaren Stauhaltungen in Sohlgleiten oder andere Bauwerke mit konstanter Überlaufhöhe.

Projektdaten: Von den Projektseen waren mehrere von starken Huminstoffeinträgen während der letzten Periode hoher Grundwasserstände in Nordostdeutschland (2010 bis 2013) betroffen. Insbesondere bei den abflusslosen Seen in der Schorfheide (Wuckersee, Gr. Gollinsee, Rarangsee) kam es zu erheblichen Seespiegelanstiegen und deutlich brauner Verfärbung des Wassers. Bis zu den Messungen im Rahmen des Projektes um 2020 waren die Werte im Gollinsee und Wuckersee jedoch wieder stark abgesunken. Bei moorumgebenen Seen wie dem Haussee/Metzelthin, dem Jungfernsee oder dem Rarangsee führten die enormen innerjährlischen Schwankungen der Wasserstände in den Niederungen während der letzten Jahre zu permanenten Huminstoffeinträgen, deren Wirkungen auch Effekte von Maßnahmen überschatten. Beim Densowsee und Jungfernsee wird der Pegelgang zudem von Biberstauaktivitäten überformt, die zum Teil erhebliche Auswirkungen auf den DOC-Haushalt der Seen haben. Von den im Projekt umgesetzten Maßnahmen sind einige potenziell wirksam gegen Huminstoffeinträge:

- Für den Großen Boberowsee: Der Einbau einer weiteren Schwelle zur Wasserrückhaltung in der Moorrinne, die in den See entwässert sowie Ersatz des defekten Staues am Abfluss durch eine Sohlgleite, die einen sehr gleichmäßigen Wasserstand erzeugt.
- Für den Densowsee: Die Verfüllung von zahlreichen Moorentwässerungsgräben östlich und nordöstlich des Sees und
- Für den Sabinensee: Die Wasserstandsanhebung in Söllen nördlich des Sees, die damit oberirdisch abflusslos wurden.

4.14 Kalkung (M17)

Hintergrund: Zu geringe Kalzium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen in Seen können ein Problem für Characeen sein (Details siehe Kap. 3.5). Im Prinzip können sie über Kalkung erhöht werden, wobei meistens zerriebener Kalk direkt auf der Seeoberfläche verteilt wird (Brouwer & Roelofs 2001, Brouwer 2002). In alkalischen Wasserkörpern wie den Characeen-Seen ist Kalk wasserunlöslich, so dass Wege gefunden werden müssen, das Karbonat in Hydrogenkarbonat umzuwandeln, um eine Erhöhung der Konzentrationen von DIC, Alkalinität und Kalzium zu erreichen.

Methode: Als einfache Variante ist es möglich, Kalkmehl zum Ende der Sommerstagnation über den Tiefenbereichen eines geschichteten Sees auszubringen, wo es absinkt und sich im CO₂-reicherem Hypolimnion löst. Ansonsten muss der Kalk vor der Zugabe in Kalziumhydrogenkarbonat umgewandelt werden. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahmentests zu Erhöhung der Ca- und DIC-Fürfügbarkeit findet sich in Mauersberger et al. (2026), Kap. 3.1.3.

Projektdaten: Im Projekt wurde im September 2020 zunächst der Schwanzsee mit einer am Ufer hergestellten Suspension aus 22 t Kreidekalk behandelt. Bei Sedimentproben 2022 war eine dünne Kalkschicht sichtbar, die wasserchemischen Werten änderten sich nicht.

Für den Rarangsee und den Griebchensee wurde 2021 der Kalk in mit Seewasser gefüllten Tanks in Kohlensäure gelöst und dann das mit Kalzium- und Hydrogenkarbonat-Ionen angereicherte Wasser wieder in den See zurückgegeben. In beiden Seen stiegen der Kalziumgehalt und der DIC-Gehalt nach der Kalkung deutlich an (siehe Mauersberger et al., in Vorb.,

Kap. 3.1.3). Im Rarangsee, der vor der Kalkung keine Characeen aufwies, konnten ein bis zwei Jahre nach der Kalkung, die zu einer erfolgreichen Erhöhung des DIC-Gehalts und des Kalzium-Gehalts über die Schwellenwerte für DIC (15 mg/L) und Ca²⁺ (35 mg/L) geführt hatte, Characeen gefunden werden (Abb. 44). Drei Jahre nach der Kalkung sanken beide Werte jedoch wieder unter den Schwellenwert, anschließend verschwanden auch die Characeen.

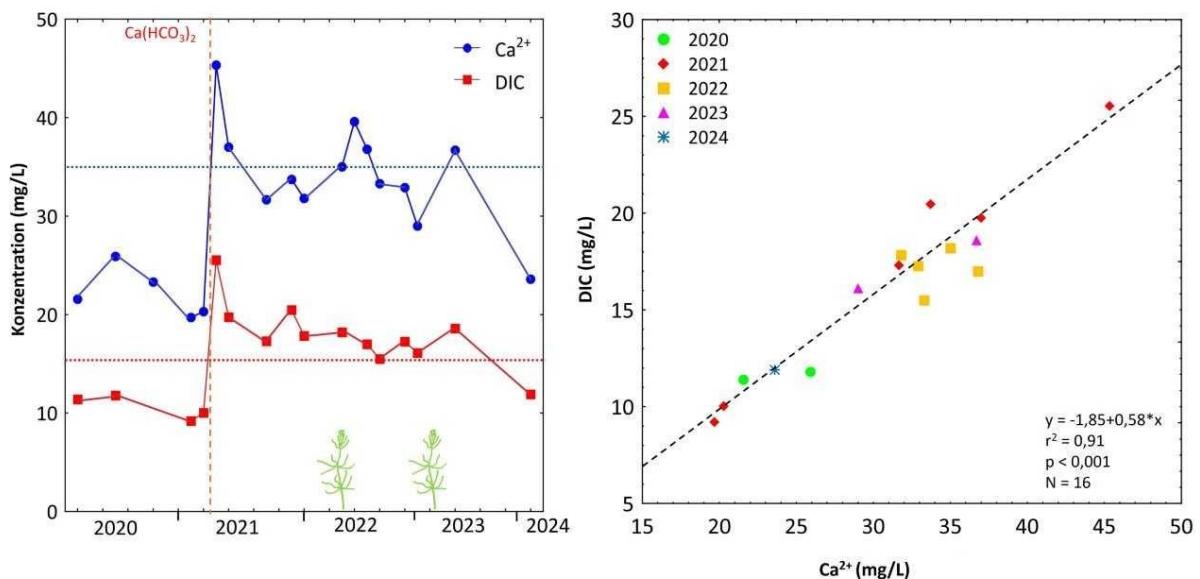


Abb. 44: Kalzium- und anorganischer Kohlenstoff (DIC)-Konzentrationen im Rarangsee vor und nach der Kalkung (gestrichelte Linie links) sowie signifikanter Zusammenhang zwischen Kalzium- und DIC-Konzentrationen im Rarangsee (aus Brzozowski et al., in Vorbereitung)

5 Nicht betrachtete Stressoren

Noch weitgehend unklar ist der Einfluss von Pestiziden auf Characeen. Erste Hinweise zu negativen Auswirkungen von Herbiziden aus angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Characeen-Bestände gibt es für den Suhrer See in Schleswig-Holstein (Krambeck et al. 2024). In Laborversuchen war *Chara vulgaris* im Vergleich zu *Myriophyllum spicatum* und *Apium nodiflorum* sensitiver gegenüber den antifouling Bioziden Irgarol und Diuron (Lambert et al. 2006). Gegenüber manchen Herbiziden, wie z. B. Diquat, auf die Gefäßpflanzen empfindlich reagieren, sind Characeen dagegen unempfindlich (Tanner et al. 1990, Clayton und Matheson 2010).

Ebenfalls unklar ist der Einfluss von Pathogenen, deren negativer Einfluss für marine Seegräser bekannt ist. Für *Zostera marina* wurden großflächige Verluste auf eine Kombination aus Umweltstress und einer Krankheit im Zusammenhang mit dem endophytischen Protisten *Labyrinthula zosterae* zurückgeführt (Muehlstein et al. 1988, Duarte et al. 2002). Charaviren scheinen verbreitet (Skotnicki et al. 1976, Vlok et al. 2019), eine Wirkung auf die befallenen Characeen ist jedoch bisher nicht bekannt.

In vielen Fällen ist von einem Einfluss multipler Stressoren auszugehen, deren Interaktionen synergistisch sein können und von denen bisher nur ein Bruchteil untersucht wurde (Orr et al. 2024). So konnten z. B. Hidding et al. (2016) zeigen, dass der Einfluss von Herbivorie auf Unterwasserpflanzen mit zunehmender Beschattung durch Periphyton zunahm. Allen et al. (2021), Vijayaraj et al. (2022), Polst et al. (2022) und Lopez-Moreira et al. (2023) zeigten komplexe Interaktionen von Nitrat, einer Mischung verschiedener Pestizide sowie Erwärmung auf höhere Unterwasserpflanzen. Für Characeen fehlen derartige Untersuchungen zur Interaktion von Stressoren bisher. Weiterhin ist zu erwarten, dass sich der voranschreitende Klimawandel direkt oder durch Interaktion als Stressfaktor auswirken wird (Choudhury et al. 2019).

6 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Der Schutz und die Wiederansiedlung von Armleuchteralgen in Hartwasserseen sind eine langfristige Aufgabe. Insbesondere Maßnahmen im EZG, die Nährstoffeinträge reduzieren sollen, können nur langfristig wirken, wenn sich der Einfluss der vorhandenen internen Nährstoffbelastung durch Denitrifizierung und P-Bindung im Sediment verringert. Dies kann Jahrzehnte dauern (Jeppesen et al. 2005).

Aufgrund der noch bestehenden Unklarheiten hinsichtlich zusätzlicher Stressoren auf Characeen (siehe Kap. 5) wird es viele Seen mit einem Verlust von Characeen geben, für die sich die Ursachen mit dem Entscheidungsschema nicht oder nicht vollständig aufklären lassen. Zukünftige Studien, die zusätzliche Stressoren und deren Interaktionen auf Characeen untersuchen, sind daher unabdingbar.

Da die Vorkommen und Abundanzen verschiedener Characeen-Arten regional sehr unterschiedlich sind, gibt es insbesondere hinsichtlich der empfohlenen Maßnahmen zur aktiven Ansiedlung vor allem der oligotraphenten Characeen-Arten weiteren Forschungsbedarf.

Weiterhin sind die Langzeitauswirkungen der getesteten Maßnahmen bisher noch nicht bekannt, weswegen Folgeuntersuchungen sinnvoll wären, um die Effektivität zu evaluieren bzw. die Maßnahmen entsprechend anzupassen. Eine Zusammentragung von zusätzlichen Daten und Erfahrungswerten aus verschiedenen Praxisanwendungen wäre hierfür besonders wichtig. Dennoch zeigen die Erfahrungen aus den Projektseen in Nordostdeutschland, dass sich in dieser Region mit den getesteten Maßnahmen, insbesondere bei starker Reduzierung der Fischbiomassen sowie Ausschluss von Fischen durch Enclosures oder Abtrennung von Buchten, Wiederansiedlungen von Characeen innerhalb von ein oder zwei Vegetationsperioden erreichen lassen.

Danksagung

Wir danken allen in unterschiedlichster Form Beteiligten für ihre freundliche Unterstützung des Projektes. Stellvertretend zu nennen sind beim FFUS e.V.: Michael Steinmüller, Katharina Steffenhagen, Franziska Resch, Kerstin Vasters, Norbert Bukowsky, Karin Stuke, Heide Wonitzki, Roland Resch und Frank Spundflasch (Geschäftsstelle und Vorstand); am IGB: Andreas Hussner (Projektleitung 2020), Patrick Heidbüchel (Projektleitung 2021-22), Constancia Levertz (Projekttechnikerin 2020-23), Tobias Goldhammer (Leitung Chemicelabor), Anne Rübenstrunk, Anastasia Seelisch, Samantha Plank, Yara Schwank (Freiwilliges Ökologisches Jahr), Julia Scheunert (Technikerin), Michal Brzozowski, Michael Hupfer, Jan Köhler, Thomas Mehner, Robert Arlinghaus, Thomas Gonsiorczyk (Wissenschaftler); bei Bund und Ländern: Eckhard Peters, Mareike Hees, Olga Borkner, Angelika Fuss, Iris Strerath; beim WWF: Diana Pretzell, Christoph Heinrich, Albert Wotke; von verschiedenen Fischerei-Betrieben und -Behörden: Andreas Sidow, Christian Blank, Olaf Brinkmann, Fred Schütte, Ulrich Thiel, Torsten Zeuschner, Wilhelm Gehrt, Henry Wengler, Hans Werner Thomas, Hans Joachim Sack, Daniel Hünn, Jelger Herder, Arthur de Bruin; für Planungen, Analysen, Untersuchungen und Dokumentation: Nicole Spundflasch, Claudia Sütering, Wilderich Stein, Jens Meisel, Gernot Walter, Olaf Mietz, Anja Holzhausen, Volkmar Rowinsky, Silke Oldorff, Fabian Bruck, Birgit Bruck sowie für die Anlagenkonstruktion und -herstellung, Exclosurebau und Kontrolle, Wasserbau und technische Unterstützung: Biotop- und Landschaftsbau Henry Wengler.

Literaturverzeichnis

- Allen, J., Gross, E.M., Courcoul, C., Boulêtreau, S., Compin, A., Elger, A., Ferriol, J., Hilt, S., Jassey, V.E., Laviale, M., Polst, B.H., Schmitt-Jansen, M., Stibor, H., Vijayaraj, V. & Leflaine, J. (2021): Disentangling the direct and indirect effects of agricultural runoff on freshwater ecosystems subject to global warming: A microcosm study. *Water Research*, 190, 116713.
- Arendt, K., Oldorff, S., Kabus, T. & Kirschen, T. (2011): Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 20, 122-135.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. & Cowx, I.G. (2002): Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries*, 3, 261-316.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J. & Pagel, T. (2014): Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. *Journal of Fish Biology*, 85, 1843-1867.
- Alirangues Nuñez, M.M., Hussner, A., Mauersberger, R., Brämick, U., Hühn, D., He, L. & Hilt, S. (2023): Periphyton and benthivorous fish affect charophyte abundance and indicate hidden nutrient loading in oligo- and mesotrophic temperate hardwater lakes. *Freshwater Biology*, 68, 312-324.
- Asaeda T., L. Rajapakse & B. G. Sanderson (2007): Morphological and reproductive acclimations to growth of two charophyte species in shallow and deep water. *Aquatic Botany*, 86, 393–401.
- Baastrup-Spohr, L., Iversen, L.L., Dahl-Nielsen, J. & Sand-Jensen, K. (2013): Seventy years of changes in the abundance of Danish charophytes." *Freshwater Biology*, 58, 1682-1693.
- Baer, J., Hüsgen, S., Fromherz, M., Geist, J. & Brinker, A. (2025): Drivers of the range expansion of the European catfish (*Silurus glanis*) within its native distribution. *Journal of fish biology*, 107, 1030-1044.
- Bartodziej, W.M., Blood, S.L. & Pilgrim, K. (2017): Aquatic plant harvesting: An economical phosphorus removal tool in an urban shallow lake. *Journal of Aquatic Plant Management*, 55, 26-34.
- Becker, R., Blindow, I., Doege, A., Franke, T., Gregor, T., Hamann, U., Jäger, D., Jorda, C., Kabus, T., Korsch, H. & Korte, E. (2015): Beschreibung der Characeen-Arten Deutschlands. In *Armleuchteralgen: Die Characeen Deutschlands* (pp. 209-572). Springer Berlin Heidelberg.
- Becker, R. (2016): Gefährdung und Schutz von Characeen. In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands*. Springer Spektrum, 149-191.
- Bertani, I., Primicerio, R. & Rossetti, G. (2016): Extreme climatic event triggers a lake regime shift that propagates across multiple trophic levels. *Ecosystems*, 19, 16-31.
- BfN (2025): <https://www.bfn.de/natura-2000-lebensraum/oligo-bis-mesotrophe-kalkhaltige-stillgewaesser-mit-benthischer> (22.01.2025)
- Blindow, I. (1992): Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, 28, 9-14.
- Blindow, I., Hargeby, A. & Hilt, S. (2014): Facilitation of clear-water conditions in shallow lakes by macrophytes: differences between charophyte and angiosperm dominance. *Hydrobiologia*, 737, 99-110.
- Blindow, I., Carlsson, M. & van de Weyer, K. (2021): Re-Establishment Techniques and Transplantations of Charophytes to Support Threatened Species. *Plants*, 10, 1830.

- Blümel, C. & Teppke, M. (1996): Seentypen in Mecklenburg-Vorpommern – eine vegetationsökologische Bestandsaufnahme und Zustandserfassung an ausgewählten Beispielen. Diplomarbeit Universität Greifswald.
- Bonis, A., Lepart, J. & Grillas, P. (1995): Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos*, 81-92.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Klein Breteler, J.G.P. & Tatrai I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology*, 32, 113-121.
- Brönmark, C. & Vermaat, J.E. (1998): Complex fish-snail-epiphyton interactions and their effects on submerged freshwater macrophytes. In *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (pp. 47-68). Springer New York.
- Brothers, S., Köhler, J., Attermeyer, K., Grossart, H.P., Mehner, T., Meyer, N., Scharnweber, K. & Hilt, S. (2014): A feedback loop links brownification and anoxia in a temperate, shallow lake. *Limnology and Oceanography*, 59, 1388-1398.
- Brouwer, E. & Roelofs, J.G.M. (2001): Degraded softwater lakes: possibilities for restoration. *Restoration Ecology*, 9, 155-166.
- Brouwer, E., Bobbink, R. & Roelofs, J.G. (2002): Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany*, 73, 405-431.
- Casanova, M.T. & Brock, M.A. (1990): Charophyte Germination and Establishment from the Seed Bank of an Australian Temporary Lake. *Aquatic Botany*, 36, 247-254.
- Casanova, M.T. & Brock, M.A. (1996): Can oospore germination patterns explain charophyte distribution in permanent and temporary wetlands?. *Aquatic Botany*, 54, 297-312.
- Chambers, P.A. & Kalff, J. (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 701-709.
- Chambers, P.A. & Prepas, E.E. (1988): Underwater spectral attenuation and its effect on the maximum depth of angiosperm colonization. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 1010-1017.
- Chiaia-Hernandez, A.C., Keller, A., Wächter, D., Steinlin, C., Camenzuli, L., Hollender, J. & Krauss, M. (2017): Long-term persistence of pesticides and TP in archived agricultural soil samples and comparison with pesticide application. *Environmental Science & Technology*, 51, 10642-10651.
- Chiaia-Hernández, A.C., Casado-Martinez, C., Lara-Martin, P. & Bucheli, T.D. (2022): Sediments: sink, archive, and source of contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 85761-85765.
- Chorus, I., Köhler, A., Beulker, C., Fastner, J., van de Weyer, K., Hegewald, T. & Hupfer, M. (2020): Decades needed for ecosystem components to respond to a sharp and drastic phosphorus load reduction. *Hydrobiologia*, 847, 4621-4651.
- Choudhury, M.I., Urrutia-Cordero, P., Zhang, H., Ekvall, M.K., Medeiros, L.R. & Hansson, L.A. (2019): Charophytes collapse beyond a critical warming and brownification threshold in shallow lake systems. *Science of the Total Environment*, 661, 148-154.
- Clayton, J. & Matheson, F. (2010): Optimising diquat use for submerged aquatic weed management. *Hydrobiologia*, 656, 159-165.
- Coops, H. et al. (2002): Promoting low-canopy macrophytes to compromise conservation and recreational navigation in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 36, 483-492.

- Dai, Y., Jia, C., Liang, W., Hu, S. & Wu, Z. (2012): Effects of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage. *Ecological Engineering*, 40, 113-116.
- De Winton, M., Clayton, J.S. & Champion, P.D. (2000): Seedling emergence from seed banks of 15 New Zealand lakes with contrasting vegetation histories. *Aquatic Botany*, 66, 181-194.
- De Winton, M., Casanova, M. T. & Clayton, J. S. (2004): Charophyte germination and establishment under low irradiance. *Aquatic Botany*, 79, 175-187.
- Duarte, C. M. (2002): The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29, 192–206.
- DWA (2024): DWA Regelwerk: Merkblatt DW-M 606 (Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie). Gemeinsames Merkblatt der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- EEA (European Environment Agency) (2018): European waters. Assessment of status and pressures 2018. EEA Report 7/2018. Publications Office of the European Union Luxembourg.
- Evelsizer, V.D. & Turner, A.M. (2006): Species-specific responses of aquatic macrophytes to fish exclusion in a prairie marsh: a manipulative experiment. *Wetlands*, 26, 430-437.
- Faithfull, C.L., Tamarit, E., Nordling, P. & Kraft, E. (2024): Restoring charophytes is still a challenge: A call for developing successful methods. *Aquatic Botany*, 193, 103777.
- FFH (2006): Fauna-Flora-Habitat Richtlinie 2006/105/EG DES RATES vom 20. November 2006
- Forsberg, C. (1964): Phosphorus, a maximum factor in the growth of Characeae. *Nature*, 201, 517-518.
- Gąbka, M. (2009): *Charophytes of the Wielkopolska region (NW Poland): distribution, taxonomy and autecology*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Gonsiorczyk, T. (2021): Sedimentbeschaffenheit und P-Mobilisierungspotenzial im Griebchensee. Untersuchung im Auftrag des FFUS.
- Gonsiorczyk, T. (2022a): Sedimentbeschaffenheit und P-Mobilisierungspotenzial im Mellensee. Untersuchung im Auftrag des FFUS.
- Gonsiorczyk, T. (2022b): Sedimentbeschaffenheit und P-Mobilisierungspotenzial im Schwanzsee (b. Lychen). Untersuchung im Auftrag des FFUS.
- Gonsiorczyk, T., Hupfer, M., Hilt, S. & Gessner, M.O. (2024): Rapid Eutrophication of a Clearwater Lake: Trends and Potential Causes Inferred From Phosphorus Mass Balance Analyses. *Global Change Biology*, 30(11), e17575.
- Grimm, M.P. (1990): Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiological Bulletin*, 23, 59-65.
- Grimm, M.P. (1994): The influence of aquatic vegetation and population biomass on recruitment of 0+ and 1+ northern pike (*Esox lucius* L.). *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Oxford, Blackwell, 226234.
- Grillas, P., Garcia-Murillo, P., Geertz-Hansen, O., Marba, N., Montes, C., Duarte, C.M., Tan Ham, L. & Grossmann, A. (1993): Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. *Oecologia*, 94, 1–6.
- Gross, E.M. (2009): Impact of reoligotrophication in Lake Constance on nutrient content and defensive phenolic compounds in Eurasian watermilfoil. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 30, 897-899.
- Guillerault, N., Hünn, D., Cucherousset, J., Arlinghaus, R. & Skov, C. (2018): Stocking for pike population enhancement. In *Biology and ecology of pike* (pp. 215-249). CRC Press.

- Haas, J. N. (1994): First identification key for charophyte oospores from central Europe. *European Journal of Phycology*, 29, 227–235.
- Håkanson, L. (2005): The importance of lake morphometry and catchment characteristics in limnology—ranking based on statistical analyses. *Hydrobiologia*, 541, 117-137.
- He, L., Bakker, E.S., Nunez, M.M.A. & Hilt, S. (2019): Combined effects of shading and clipping on the invasive alien macrophyte *Elodea nuttallii*. *Aquatic Botany*, 154, 24-27.
- Hedderson, T.A. (1992): Rarity at range limits – dispersal capacity and habitat relationships of extraneous moss species in a boreal Canadian national-park. *Biological Conservation*, 59, 113–120.
- Herder, J.E. & De Bruin, A. (2018): eDNA fish monitoring in Brandenburg lakes – species occurrence and relative abundance. *RAVON report 2017-122a*.
- Hidding, B., Bakker, E.S., Hootsmans, M.J. & Hilt, S. (2016): Synergy between shading and herbivory triggers macrophyte loss and regime shifts in aquatic systems. *Oikos*, 125, 1489-1495.
- Hilt, S. & Dilger, M. (2004): An- und Abwesenheit von Characeen in Brandenburger Flachseen während der letzten Jahrtausende—lässt sich ein anthropogener Einfluss nachweisen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 13, 105-114.
- Hilt, S., Gross, E.M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S. & Van de Weyer, K. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*, 36, 155-171.
- Hilt, S., Van de Weyer, K., Köhler, A. & Chorus, I. (2010): Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restoration Ecology*, 18, 452-461.
- Hilt, S., Brothers, S., Jeppesen, E., Veraart, A. & Kosten, S. (2017): Translating regime shifts in shallow lakes into changes in ecosystem functions and services. *BioScience*, 67, 928-936.
- Hilt, S., Alirangues Nuñez, M.M., Bakker, E.S., Blindow, I., Davidson, T.A., Gillefalk, M., Hansson, L.A., Janse, J.H., Janssen, A.B., Jeppesen, E. & Kabus, T. (2018): Response of submerged macrophyte communities to external and internal restoration measures in north temperate shallow lakes. *Frontiers in Plant Science*, 9, 194.
- Hilt, S., Van de Weyer, K., Meis, S., Pätzolt, J., Gessner, M., Alirangues Nuñez, M.M., Gonsiorczyk, T. & Hupfer, M. (2025): Feedback between changes in submerged macrophytes and phosphorus concentrations propel rapid eutrophication of a mesotrophic lake. *Freshwater Biology*, 70, e70051.
- Holzhausen, A. (2018): Hydrochemische Untersuchungen an Seen und deren Zuflüssen und Untersuchungen zu den Oosporen im Seesediment. Studie im Auftrag des FFUS.
- Holzhausen, A., Porsche, C. & Schubert, H. (2017): Viability assessment and estimation of the germination potential of charophyte oospores: Testing for site and species specificity. *Botany Letters*, 165, 147–158.
- Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. (2000): Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *Journal of Fish Biology*, 56, 51-72.
- Hühn, D., Lübke, K., Skov, C. & Arlinghaus, R. (2014): Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71, 1508-1519.
- Hupfer, M., Gohr, F., Krause, D., Mathes, J., Spieker, J., Wanner, S. & Lewandowski, J. (2013): Vorbereitung und Auswahl von Maßnahmen zur Seentherapie. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6, 710-717.

- Hussner, A., Gross, E.M., Van de Weyer, K. & Hilt, S. (2014): Handlungsempfehlung zur Abschätzung der Chancen einer Wiederansiedlung von Wasserpflanzen bei der Restaurierung von Flachseen Deutschlands. DGL-Arbeitsblatt.
- IaG (Institut für angewandte Gewässerökologie) (2021): Sanierungs- und Restaurationskonzept für die Seen Dabelowsee sowie Großer und Kleiner Gadowsee in Mecklenburg – Vorpommern, Abschlussbericht. Studie im Auftrag des Fördervereins Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V., Tempelin.
- Immers, A.K., Van der Sande, M.T., Van der Zande, R.M., Geurts, J.J.M., Van Donk, E. & Bakker, E.S. (2013): Iron addition as a shallow lake restoration measure: impacts on charophyte growth. *Hydrobiologia*, 710, 241–251.
- Jacobsen, L. & Perrow, M. R. (1998): Predation risk from piscivorous fish influencing the diel use of macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. *Ecology of Freshwater Fish*, 7, 78-86.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B.O.B. & Gerdeaux, D. (2005): Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50, 1747-1771.
- Jones, J.I. & Sayer, C.D. (2003): Does the fish–invertebrate–periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes?. *Ecology*, 84, 2155-2167.
- Joye, D.A., Castella, E. & Lachavanne, J.B. (2002): Occurrence of Characeae in Switzerland over the last two centuries (1800–2000). *Aquatic Botany*, 72, 369-385.
- Kabus, T. (2004): Bewertung mesotroph-alkalischer Seen in Brandenburg vor dem Hintergrund der EU-FFH-Richtlinie anhand von Armleuchteralgen (Characeae). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 13, 115-126.
- Kalin, M. & Smith, P.M. (2007): Germination of *Chara vulgaris* and *Nitella flexilis* oospores: What are the relevant factors triggering germination? *Aquatic Botany*, 87, 235–241
- Kazanjian, G., Brothers, S., Köhler, J. & Hilt, S. (2021): Incomplete recovery of a shallow lake from a natural browning event. *Freshwater Biology*, 66, 1089-1100.
- King, D.R. & Hunt, G.S. (1967): Effect of carp on vegetation in a Lake Erie marsh. *The Journal of Wildlife Management*, 181-188.
- Knösche, R. & Rümmler, F. (2017): Technik zur fischereilichen Bewirtschaftung freier Gewässer. Teil 2: Organisation der Fischerei, Einsatz und Fähigkeit der Fanggeräte sowie Mechanisierung des Fischfangs. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow, 46, 116.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt*, 10, 73-85
- Köhler, J., Hachot, J. & Hilt, S. (2010): Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquatic Botany*, 92, 129-136.
- Kolada, A. (2021): Charophyte variation in sensitivity to eutrophication affects their potential for the trophic and ecological status indication. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 422, 30.
- Körner, S. (2002): Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in North-Eastern Germany. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 87, 375-384.
- Körner, S. & Dugdale, T. (2003): Is roach herbivory preventing re-colonization of submerged macrophytes in a shallow lake?. *Hydrobiologia*, 506, 497-501.

- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U., & van de Weyer, K. (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands, 3. Fassung, Haussknechtia Beiheft 17: 1-32, Jena
- Krambeck, C., Römerscheid, M., & Paschke, A. (2024): Passive sampling of herbicides above sediments at sites with losses of submerged macrophytes in a mesotrophic lake. *Science of the Total Environment*, 912, 169083.
- Krause, W. (1997): *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd 18. Charales (Charophyceae)*. G. Fischer Verlag, Jena.
- Kritzberg, E.S. & Ekström, S.M. (2012): Increasing iron concentrations in surface waters—a factor behind brownification?. *Biogeosciences*, 9, 1465-1478.
- Kritzberg, E.S., Hasselquist, E.M., Skerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadark, J., Valinia, S., Hansson, L.A. & Laudon, H. (2020): Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio*, 49, 375–390.
- Kufel, L. & Kufel, I. (2002): Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes—a review. *Aquatic Botany*, 72, 249-260.
- Laguna, C., López-Perea, J.J., Viñuela, J., Florín, M., Feliu, J., Chicote, Á., Cirujano, S. & Mateo, R. (2016): Effects of invasive fish and quality of water and sediment on macrophytes biomass, and their consequences for the waterbird community of a Mediterranean floodplain. *Science of the Total Environment*, 551, 513-521.
- Lambert, S.J., Thomas, K.V. & Davy, A.J. (2006): Assessment of the risk posed by the antifouling booster biocides Irgarol 1051 and diuron to freshwater macrophytes. *Chemosphere*, 63, 734–743.
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU) (2024): Beschreibung und Bewertung der Lebensraumtypen des Anhang I der FFH Richtlinie in Brandenburg.
- Lake, M.D., Hicks, B.J., Wells, R.D.S. & Dugdale, T.M. (2002): Consumption of submerged aquatic macrophytes by rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in New Zealand. *Hydrobiologia*, 470, 13-22.
- Lambert, S.J. & Davy, A.J. (2010) Water quality as a threat to aquatic plants: discriminating between the effects of nitrate, phosphate, boron and heavy metals on charophytes. *New Phytologist*, 189, 4: 1051-1059.
- Lathrop, R.C., Johnson, B.M., Johnson, T.B., Vogelsang, M.T., Carpenter, S.R., Hrabik, T.R., Kitchell, J.F., Magnuson, J.J., Rudstam, L.G. & Stewart, R.S. (2002): Stocking piscivores to improve fishing and water clarity: a synthesis of the Lake Mendota biomanipulation project. *Freshwater Biology*, 47, 2410-2424.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien: 74 S., Schwerin
- Lennon, J.T., Hamilton, S.K., Muscarella, M.E., Grandy, A.S., Wickings, K. & Jones, S.E. (2013): A source of terrestrial organic carbon to investigate the browning of aquatic ecosystems. *PLoS One*, 8, e75771.
- Lewandowski, J., Schausler, I. & Hupfer, M. (2003): Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Süsser See (Germany). *Water Research*, 37, 3194-3204.
- Łopata, M., Augustyniak, R., Grochowska, J., Parszuto, K. & Tandyra, R. (2019): Phosphorus Removal with Coagulation Processes in Five Low Buffered Lakes—A Case Study of Mesocosm Research. *Water*, 11, 1812.
- López Moreira M.G.A., Polst, B., Gross, E.M., Schmitt-Jansen, M., Höller, F. & Hilt, S. (2023): Microcosm experiments combined with process based-modeling reveal differential response and adaptation of aquatic primary producers to warming and agricultural run-off. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1120441.

- Lürling, M. & van Oosterhout, F. (2013): Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, 47, 6527-6537.
- Mahdy, A., Scharfenberger, U., Adrian, R. & Hilt, S. (2015). Experimental comparison of periphyton removal rates by chironomid larvae and *Daphnia magna*. *Inland Waters*, 5, 81-88.
- Matern, S., Radinger, J., Klefboth, T., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2025): Replicated whole-lake experiment reveals the ineffectiveness of stocking five example fish species in small lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 32, e12701.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0, 5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe*, 5, 15-23.
- Mauersberger, H. & R. Mauersberger (1996): Die Seen des Biosphärenreservates "Schorfheide-Chorin" - eine ökologische Studie. Untersuchungen zur Struktur, Trophie, Hydrologie, Entwicklung, Nutzung, Vegetation und Libellenfauna. - Dissertation Universität Greifswald.
- Mauersberger, R. (2004): Zum Vorkommen von Armleuchtergewächsen (Characeae) im Norden Brandenburgs. *Rostocker meeresbiologische Beiträge* 13, 85-104.
- Mauersberger, R. (2006): Klassifikation der Seen für die Naturraumkundung des nordostdeutschen Tieflandes. *Archiv für Naturschutz Landschaftsforschung*, 45, 51–90.
- Mauersberger, R. (2016): Erprobung geeigneter Maßnahmen zur Reetablierung von Characeen-Grundrasen in natürlichen kalkreichen Seen des nordostdeutschen Tieflandes. Vorhabensbeschreibung für ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V., Templin.
- Mauersberger, R., Steinmüller, M., Hilt, S., Müller, U., Steffenhagen, K. & Hees, M. (in Vorbereitung): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „CharaSeen“ Erprobung geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen-Grundrasen in natürlichen kalkreichen Seen des nordostdeutschen Tieflandes. BfN-Schriften.
- McConaughey, T.A. & Whelan, J.F. (1997): Calcification generates protons for nutrient and bicarbonate uptake. *Earth Science Reviews*, 42, 95–117.
- McElarney, Y. R., Rasmussen, P., Foy, R. H. & Anderson, N. J. (2010): Response of aquatic macrophytes in Northern Irish softwater lakes to forestry management; eutrophication and dissolved organic carbon. *Aquatic Botany*, 93, 227–236.
- Mehner, T. & Wysujack, K. (2005): Can feeding of European catfish prevent cyprinids from reaching a size refuge? *Ecology of Freshwater Fish*, 14, 87-95.
- Mehner, T., Schultz, H., Bauer, D., Herbst, R., Voigt, H. & Benndorf, J. (1996): Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature.
- Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P. & Koschel, R. (2002): Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology*, 47, 2453-2465.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C. & Wysujack, K. (2004): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 261-275.
- Meinikmann, K., Hupfer, M. & Lewandowski, J. (2015): Phosphorus in groundwater discharge – a potential source for lake eutrophication. *Journal of Hydrology*, 524, 214–226.

- Meis, S., van de Weyer, K. & Stuhr, J., 2018. Ein Verfahren zur Erfassung und Dokumentation von Schäden durch benthivore Cypriniden an submersen Makrophyten in Stillgewässern. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 11, 138-141.
- Middelboe, A.L. & Markager, S. (1997): Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37, 553-568.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., De Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J. & Keller, B. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450, 537-540.
- Muehlstein, L. K., Porter, D. & Short, F. T. (1988): *Labyrinthula* sp., a marine slime mold producing the symptoms of wasting disease in eelgrass, *Zostera marina*. *Marine Biology*, 99, 465–472.
- Nehring, S. & Skrowronek, S. (2023): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. *BfN-Skripten*, 654, 1-134.
- Nurminen, L., Horppila, J., Lappalainen, J. & Malinen, T. (2003): Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 506, 511-518.
- Nyström, P. & Strand, J.A. (2003): Grazing by native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 36, 673-686.
- Oldorff, S. & Pätzolt, J. (2010): Nährstoffbelastung des Großen Stechlinsees von 1945 bis 2009 – historische Daten, Bilanzierung und Neubewertung. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.), 2010: Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. *Scientific Technical Report 10/10*. Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam: S. 173-179
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijarvi, J., Kesktalo, J., Horppila, J., Tallberg, P., Taponen, T., Lehtovaara, A. & Sammalkorpi, I. (2006): Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia*, 553, 67–88.
- Olsen, S. (1944): *Danish Charophyta: Chorological, ecological and biological investigations*.
- Orr, J.A., Macaulay, S.J., Mordente, A., Burgess, B., Albini, D., Hunn, J.G., Restrepo-Sulez, K., Wilson, R., Schechner, A., Robertson, A.M., Lee, B., Stuparyk, B., Singh, D., O'Loughlin, I., Piggott, J.J., Zhu, J., Dinh, K.V., Archer, L.C., Penk, M., Thuy Vu, M.T., Juvigny-Kkenafou, N.P.D., Zhang, P., Sanders, P., Schäfer, R.B., Vinebrooke, R., Hilt, S., Reed, T. & Jackson, M.C. (2024): Studying interactions among anthropogenic stressors in freshwater ecosystems: a systematic review of 2,396 multiple-stressor experiments. *Ecology Letters*, 27, e14463.
- Parkos III, J.J., Santucci, Jr, V.J. & Wahl, D.H. (2003): Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 182-192.
- Pätzold, F. (2002): Ökologische Typisierung von Baggerseen am Oberrhein. *Carolinea*, 60, 91-102.
- Pípalová, I. (2002): Initial impact of low stocking density of grass carp on aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 73, 9-18.
- Pipalova, I. (2006): A review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44, 1-12.
- Périllon, C., Pöschke, F., Lewandowski, J., Hupfer, M. & Hilt, S. (2017): Stimulation of epiphyton growth by lacustrine groundwater discharge to an oligo-mesotrophic hard-water lake. *Freshwater Science*, 36, 555-570.
- Périllon, C., van de Weyer, K., Pätzolt, J., Kasprzak, P. & Hilt, S. (2018): Changes in submerged macrophyte colonization in shallow areas of an oligo-mesotrophic lake and the potential role of groundwater. *Limnologica*, 68, 168-176.

- Polst, B., Hilt, S., Stibor, H., Höller, F., Vijayaraj, V., Kipferler, N., Leflaive, J., Gross, E.M., & Schmitt-Jansen, M., 2022. Warming lowers critical thresholds for multiple stressor-induced shifts between aquatic primary producers. *Science of the Total Environment*, 838, 156511.
- Prejs, A. (1984): Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. *Environmental Biology of Fishes*, 10, 281-296.
- Reedyk, S., Prepas, E.E. & Chambers, P.A. (2001): Effects of single Ca (OH) 2 doses on phosphorus concentration and macrophyte biomass of two boreal eutrophic lakes over 2 years. *Freshwater Biology*, 46, 1075-1087.
- Reitsema, R.E., Meire, P. & Schoelynck, J. (2018): The future of freshwater macrophytes in a changing world: dissolved organic carbon quantity and quality and its interactions with macrophytes. *Frontiers in Plant Science*, 9, 629.
- Rey-Boissezon, A. & Joye, D.A. (2015): Habitat requirements of charophytes—Evidence of species discrimination through distribution analysis. *Aquatic Botany*, 120, 84-91.
- Richter, D. & Gross, E.M. (2013): *Chara* can outcompete *Myriophyllum* under low phosphorus supply. *Aquatic Sciences*, 75, 457-467.
- Ritterbusch, D., Blabolil, P., Breine, J., Erős, T., Mehner, T., Olin, M., Peirson, G., Volta, P. & Poikane, S. (2022): European fish-based assessment reveals high diversity of systems for determining ecological status of lakes. *Science of the Total Environment*, 802, 149620.
- Roser, P., Radinger, J., Feldhege, F., Braun, M. & Arlinghaus, R. (2024): Getting Scarce and Lure Shy: Impacts of Recreational Fishing on Coastal Northern Pike (*Esox lucius*) Abundance, Size Structure and Vulnerability to Angling. *Fisheries Management and Ecology*, e12769
- Sandrock, S., Scharf, E.M., Wizemann, A. & Korczynski, I. (2014): Entwicklung und Einsatz von Phosphatfällanlagen in Zuläufen von Seen – Erfahrungsbericht aus Mecklenburg-Vorpommern. *Handbuch Angewandte Limnologie*.
- Sarvala, J. & Helminen, H. (2023): Impacts of chemical precipitation of phosphorus with polyaluminum chloride in two eutrophic lakes in southwest Finland. *Inland Waters*, 13, 412-427.
- Sand-Jensen, K., Jensen, R.S., Gomes, M., Kristensen, E., Martinsen, K.T., Kragh, T., Bastrup-Spohr, L. & Borum, J. (2018): Photosynthesis and calcification of charophytes. *Aquatic Botany*, 149, 46-51.
- Sayer, C.D., Burgess, A., Kari, K., Davidson, T.A., Peglar, S., Yang, H. & Rose, N. (2010): Long-term dynamics of submerged macrophytes and algae in a small and shallow, eutrophic lake: implications for the stability of macrophyte-dominance. *Freshwater Biology*, 55, 565-583.
- Scharf, J., Brämick, U., Fredrich, F., Rothe, U., Schuhr, H., Tautenhahn, M., Wolter, C. & Zahn, S. (2011): Fische in Brandenburg -Aktuelle Kartierung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam.Sacrow, 1-188.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. & Schmedtje, U. (2004): Macrophytes and phytoplankton as indicators of ecological status in German lakes—a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34, 302-314.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 275-279.
- Schneider, S.C. & Skarbøvik, E. (2022): Ecological status assessment of clay rivers with naturally enhanced water phosphorus concentrations. *Environmental Advances*, 9, 100279.
- Schneider, S.C., Carab, M., Eriksen, T.E., Budzakoska Goreska, B., Imeri, A., Kupe, L., Lokoska, T., Patceva, S., Trajanovska, S., Trajanovski, S., Talevska, M., Veljanoska Sarafiloska, E. (2014): Eutrophication impacts littoral biota in Lake Ohrid while water phosphorus concentrations are low. *Limnologica*, 44, 90-97.

- Schneider, S., Hilt, S., Vermaat, J.E. & Kelly, M. (2017): The “forgotten” ecology behind ecological status evaluation: a re-assessment of the role of aquatic plants and algae. *Progress in Botany*, 78, 285-304.
- Schneider, S.C., Cara, M., Eriksen, T.E., Budzakoska Goreska, B., Imeri, A., Kupe, L., Lokoska, T., Patceva, S., Trajanovska, S., Trajanovski, S., Talevska, M. & Veljanoska Sarafilovska, E. (2014): Eutrophication impacts littoral biota in Lake Ohrid while water phosphorus concentrations are low. *Limnologica*, 44, 90-97.
- Schönenberger, U., Dax, A., Singer, H. & Stamm, C. (2020): Hydraulische Kurzschlüsse. Hohe Bedeutung für die Belastung der Gewässer mit Pflanzenschutzmitteln. *Aqua & Gas*, 11, 65-71.
- Schubert, H., Blindow, I., Nat, E., Korsch, H., Gregor, T., Denys, L., Stewart, N., van de Weyer, K., Romanov, R. & Casanova, M.T. (eds.) (2024): Charophytes of Europe. Springer-Verlag, Schweiz.
- Schulze, T., Baade, U., Dörner, H., Eckmann, R., Haertel-Borer, S.S., Höller, F. & Mehner, T. (2006): Response of the residential piscivorous fish community to introduction of a new predator type in a mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2202-2212.
- Schwarz, A.M., I. Hawes, I. & Howard-Williams, C. (1996): The role of photosynthesis/light relationships in determining lower depth limits of Characeae in South Island, New Zealand lakes. *Freshwater Biology*, 35, 69-80.
- Schwarz, A.M. & Hawes, I. (1997): Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, 56, 169-181.
- Schwarz, A.M., Howard-Williams, C. & Clayton, J. (2000): Analysis of relationships between maximum depth limits of aquatic plants and underwater light in 63 New Zealand lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34, 157-174.
- Schwarzer, A. (2019): Aktionsplan Vielästige Glanzleuchteralge (*Nitella hyalina* (DC.) C. Agardh). AP ZH 1-53. Artenschutzmassnahmen für gefährdete Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich, Kanton Zürich, Baudirektion Amt für Landschaft und Natur, Zürich.
- Sederias, J. & Colman, B. (2007): The interaction of light and low temperature on breaking the dormancy of *Chara vulgaris* oospores. *Aquatic Botany*, 87, 234-329.
- Sidow, A. (2016): Auswertung Praxistest Kumreuse im Stechlinsee 2016. Bericht
- Simons, J. & Nat, E. (1996): Past and present distribution of stoneworts (Characeae) in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 340, 127–135.
- Skotnicki, A., Gibbs, A. & Wrigley, N.G. (1976): Further studies on *Chara corallina* virus. *Virology*, 75, 457-468.
- Skrowronek, S., Eberts, C., Blanke, P. & Metzing, D. (2023): Leitfaden zur Verwendung von gebietseigenem Saat- und Pflanzgut krautiger Arten in der freien Natur Deutschlands. *BfN-Schriften*, 647, 1-97.
- Skurzynski, P. & Bociag, K. (2009): The effect of environmental conditions on the germination of *Chara rudis* oospores (Characeae, Chlorophyta). *Charophytes*, 1, 61–67.
- Sleith, R.S., Wehr, J.D. & Karol, K.G. (2018): Untangling climate and water chemistry to predict changes in freshwater macrophyte distributions. *Ecology and Evolution*, 8, 2802-2811.
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P.M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C. & Tricarico, E. (2016): The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica*, 58, 78-93.
- Søndergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A.R. & Jeppesen, E. (2008): Lake Restoration by Fish Removal: Short- and Long-Term Effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems*, 11, 1291–1305.

- Søndergaard, M., Phillips, G., Hellsten, S., Kolada, A., Ecke, F., Mäemets, H., Mjelde, M., Azzella, M.M. & Oggioni, A. (2013): Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes. *Hydrobiologia*, 704, 165-177.
- Spieß, H.-J. (2004): Ergebnisse der Untersuchungen submerser Makrophyten in mesotroph-eutrophen Seen Mecklenburg-Vorpommerns. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 13, 73-84.
- Stein, A., Rietz, C. & Hupfer, M. (2008): Seentherapie: Anwendung eines Phosphor-Bilanzmodells zur Abschätzung der Wirksamkeit einer Tiefenwasserableitung bei sinkender externer Belastung durch Flächenstilllegung. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 52, 66-75.
- Steinhardt, T. & Selig, U. (2007): Spatial distribution patterns and relationship between recent vegetation and diaspore bank of a brackish coastal lagoon on the southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74, 205-214.
- Steinhardt, T. & Selig, U. (2008): Diasporen von Characeen und Angiospermen in Sedimenten von Küstengewässern der südlichen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 20, 175-190.
- Steinhardt, T. & Selig, U. (2009): Comparison of recent vegetation and diaspore banks along abiotic gradients in brackish coastal lagoons. *Aquatic Botany*, 91, 20-26.
- Steinhardt, T. & Selig, U. (2011): Influence of salinity and sediment resuspension on macrophyte germination in coastal lakes. *Journal of Limnology*, 70, 11.
- Succow, M. & Kopp, D. (1985): Seen als Naturraumtypen (Les lacs comme types d'espaces naturels). *Petermanns geographische Mitteilungen Gotha*, 129, 161-170.
- Sukopp, H. & Trautmann, W. (1981): Ausbringung von Wildpflanzen. *Natur und Landschaft*, 56, 368-369
- Tanner, C.C., Clayton, J.S. & Coffey, B.T. (1990): Submerged-vegetation changes in Lake Rotoroa (Hamilton, New Zealand) related to herbicide treatment and invasion by *Egeria densa*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24, 45-57.
- Takatori, S., & Imahori, K. (1971): Light reactions in the control of oospore germination of *Chara delicatula*. *Phycologia*, 10, 221–228.
- UBA (2020) Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Oberflächengewässer. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/eintraege-von-naehr-schadstoffen-in-die#nahrstoffeintrag-sinken-wieder-langsam> (letztmals abgerufen 19.08.2025)
- van der Wal, J.E.M., Dorenbosch, M., Immers, A.K., Vidal Forteza, C., Geurts, J.J.M., Peeters, E.T.H.M., Koese, B. & Bakker, E.S. (2013): Invasive Crayfish Threaten the Development of Submerged Macrophytes in Lake Restoration. *PLoS ONE*, 8, e78579.
- van de Weyer, K. (2015): Bestimmungsschlüssel. In: *Armleuchteralgen: Die Characeen Deutschlands* (pp. 193-208). Springer Berlin Heidelberg.
- van de Weyer K., Sümer, G., Hueppe, H. & Petrucci, A. (2014): Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 2014, 23-27
- van de Weyer, K., Meis, S. & Stuhr, J. (2023): Ansiedelung von aquatischen Makrophyten als Maßnahme der Seenrestaurierung. Grundlagen und Handlungsleitfaden für Schleswig-Holstein. Herausgeber: Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- van de Weyer, K., Meis, S. & Sümer, G. (2024): Entwicklung von Flora und Vegetation im PHOENIX See (Dortmund) – zwölf Jahre nach Anpflanzungen mit Armleuchteralgen unter besonderer Berücksichtigung des Starkregenereignisses im Jahr 2021. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 33, 70-86.

- Vasek, M., Prchalova, M., Peterka, J., Ketelaars, H.A.M., Wagenvoort, A.J., Cech, M., Drastik, V., Riha, M., Juza, T., Kratochvil, M., Mrkvicka, T., Blabolil, P., Boukal, D.S., Duras J. & Kubecka, J. (2013): The unitality of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. *Ecological Engineering*, 52, 104-111.
- Vermaat, J.E., Matzinger, A., Trajanovska, S., Talevska, M. & Schneider, S.C. (2020): Nutrient retention by the littoral vegetation of a large lake: Can Lake Ohrid cope with current and future loading?. *Limnology and Oceanography*, 65, 2390-2402.
- Vilizzi, L., Tarkan, A.S. & Copp, G.H. (2015): Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 23, 253-290.
- Vijayaraj, V., Laviale, M., Amoussou, N., Billoir, E., Leflaine, J., Schmitt-Jansen, M., Hilt, S., Stibor, H., Kipferler, N., Polst, B., Allen, J. & Gross, E.M. (2022): Complex interactions of primary producers and consumers in simplified shallow water food webs: nitrates do not mitigate negative effects caused by pesticides. *Water Research*, 216, 118325.
- Vlok, M., Gibbs, A. J., & Suttle, C. A. (2019): Metagenomes of a freshwater charavirus from British Columbia provide a window into ancient lineages of viruses. *Viruses*, 11, 1–17.
- Wang, H., Liu, C. & Yu, D. (2015): Morphological and reproductive differences among three charophyte species in response to variation in water depth. *Aquatic Biology*, 24, 91-100.
- Waterstraat, A., Krappe, M., Möbius, F. & Tschakert, M. (2017): Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. *Endbericht zum LAWA-Projekt O*, 4.
- Weyhenmeyer, G.A., Hartmann, J., Hessen, D.O., Kopáček, J., Hejzlar, J., Jacquet, S., Hamilton, S.K., Verburg, P., Leach, T.H., Schmid, M. & Flaim, G. (2019): Widespread diminishing anthropogenic effects on calcium in freshwaters. *Scientific Reports*, 9, 10450.
- Wiik, E., Bennion, H., Sayer, C.D., Davidson, T.A., McGowan, S., Patmore, I.R., & Clarke, S.J. (2015): Ecological sensitivity of marl lakes to nutrient enrichment: evidence from Hawes Water, UK. *Freshwater Biology*, 60, 2226–2247.
- Winkler, H. (2009): Fischereibiologie und - wirtschaft. Universität Rostock, Rostock.
- Wildhaber, M.L., West, B.M., Ditter, K.K., Moore, A.P. & Peterson, A.S. (2023): A review of grass carp and related species literature on diet, behavior, toxicology, and physiology focused on informing development of controls for invasive grass carp populations in North America. *Fishes*, 8, 547.
- Williamson, C.E., Overholt, E.P., Pilla, R.M., Leach, T.H., Brentrup, J.A., Knoll, L.B., Mette, E.M. & Moeller, R.E. (2015): Ecological consequences of long-term browning in lakes. *Scientific Reports*, 5, 18666.
- Wüstenberg, A., Pörs, Y. & Ehwald, R. (2011): Culturing of stoneworts and submersed angiosperms with phosphate uptake exclusively from an artificial sediment. *Freshwater Biology*, 56, 1531–1539
- Xiao, Y., Rohrlack, T. & Riise, G. (2020): Unraveling long-term changes in lake color based on optical properties of lake sediment. *Science of The Total Environment*, 699, 134388.
- Zwirnmann, E., Krüger, A. & Gelbrecht, J. (1999): Analytik im zentralen Chemielabor des IGB. *Berichte des IGB*, 9, 3-24.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Positive Auswirkungen von Characeen auf die Wasserqualität und Biodiversität.....	9
Abb. 2:	Rückgang von Characeen in deutschen Seen seit 2000: MV=Mecklenburg-Vorpommern, n=47; SH=Schleswig-Holstein, n=44; Ba=Brandenburg, n=38 (verändert aus Hilt et al. in Vorbereitung)	10
Abb. 3:	Mögliche Ursachen des Rückgangs der Characeen in deutschen Hartwasserseen.....	11
Abb. 4:	Entscheidungsschema (Erläuterungen zu den Fragen und Maßnahmen siehe Text), Antwort: „nein“ entspricht einem gestrichelten Pfeil, „ja“ einem durchgezogenen Pfeil.....	16
Abb. 5:	Aquascope, Krautanker und Secchi-Scheibe (Foto: R. Mauersberger)	18
Abb. 6:	Ermittlung der Unterwasservegetation mithilfe einer Unterwasserkamera und Echolot (Foto: C. Levertz)	21
Abb. 7:	Frühjahrs-Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen und Abundanzklasse der Characeen in 65 Seen (teils Projektseen) in NO Deutschland zwischen 1991-2023. Eingetragen ist der potentielle Schwellenwert für Characeen-Abundanzklassen 1 und 2 (30 µg TP/L) sowie der potentielle Grenzwert für Characeen-Vorkommen (60 µg TP/L) und die Korrelationswerte aller TP-Messungen mit den Werten der Characeen-Abundanzklassen. Werte aus 1-4 Jahren pro See mit Ausnahme von Gr. Stechlinsee (7), Gr. Kastavensee (8) und Gr. Weißer See (7).	22
Abb. 8:	Zusammenhang zwischen Secchi-Tiefe eines Sees und maximaler Besiedlungstiefe von Characeen und Angiospermen (nach Middelboe & Markager 1997)	23
Abb. 9:	Prozentuale Lichtabschwächung durch Periphyton-Biomasse (nach Köhler et al. 2010).....	23
Abb. 10:	Plastikstreifen zur Messung der Periphyton-Biomasse (Foto: M. Alirangues-Nuñez)	24
Abb. 11:	Mittlere untere Makrophytengrenze (UMG) der Characeen in Abhängigkeit von der mittleren Sommer-Sichttiefe in polymiktischen und in geschichteten Seen 2020	25
Abb. 12:	Einfluss der Periphyton-Beschattung auf Characeen (verändert nach Alirangues-Nuñez et al. 2023)	25
Abb. 13:	Frühjahrs Kalzium-Konzentrationen (links) und Frühjahrs Kalzium + Magnesium-Konzentrationen (rechts) und Characeen-Abundanzklasse in 34 Projektseen in NO Deutschland zwischen 2020-2023, die gestrichelte Linie entspricht jeweils dem Mindestwert für Characeen-Wachstum (35 mg/L Ca, 43 mg Ca + Mg /L).....	27
Abb. 14:	Gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC) und Characeen-Abundanzklasse (AK) in Projektseen mit Grenzwert für Characeen-Vorkommen (gestrichelte Linie)	27

Abb. 15:	Wachstumsraten von <i>Chara rудis</i> und <i>Chara globularis</i> in DIC- und Ca ²⁺ -Konzentration oberhalb und unterhalb der Grenzwerte (D/d: 21/6 mg/L DIC, C/c: 50/10 mg/L Ca ²⁺)	28
Abb. 16:	Oosporen-Vitalität in Abhängigkeit von der Oosporen-Dichte in 23 Hartwasser-Seen	30
Abb. 17:	Characeen-Abundanzklasse (AK) in Abhängigkeit von der Oosporen-Dichte im Sediment während der Voruntersuchungen vor und nach Maßnahmen an den Seen	30
Abb. 18:	In diesem See ist davon auszugehen, dass ein großer Teil des Phosphors mit submersen Makrophyten geerntet werden kann (Haussee Metzelthin im Juni 2021, Foto: R. Mauersberger)	33
Abb. 19:	Fisch-Exclosure mit kleinen Maschenweiten, mit positivem Effekt auf Characeen (links, Foto: R. Mauersberger) und mit großen Maschenweiten ohne Effekt (rechts, Foto: S. Oldorff), beides im Großen Gollinsee.....	38
Abb. 20:	A) Zusammenhang zwischen Periphyton-Bedeckung, Tiefe und Wühlenschäden (nach Skala in Tab. 8) bzw. B) Fischdichte (kg/ha) im Enclosure-Experiment im Wuckersee (Brzozowski et al. in Vorbereitung)	40
Abb. 21:	Aufgewühltes Sediment durch benthivore Fische in Characeen-Beständen (Gr. Gollinsee 2025, Foto: S. Oldorff)	41
Abb. 22:	Characeen-Abundanz in den unterschiedlichen Tiefenstufen von Giesenschlagsee Nord und Dunkelsee als Beispiele für unterschiedlichen Tiefenbewuchs von Characeen im Vergleich zwischen den Jahren. Im Dunkelsee sind alle Tiefenstufen mit Characeen bedeckt, während im Giesenschlagsee die Characeen im Flachwasser fehlten.	44
Abb. 23:	Gesamtartenzahl (links) und Anzahl oligotraphente Arten (<i>Chara rудis</i> , <i>C. filiformis</i> , <i>C. aspera</i>) (rechts) und Characeen-Abundanzklasse in 25 Projektgewässern 2020-2023 (1-3 Kartierungen pro See, negative Korrelation aufgrund der umgekehrten Anordnung der y-Werte).....	45
Abb. 24:	Characeen-Abundanzklasse in Abhängigkeit von der Frühjahrs-Gesamtporphor-Konzentration (TP) und Vorkommen von <i>Chara filiformis</i> , <i>C. rудis</i> und <i>C. globularis</i>	45
Abb. 25:	Einfluss von DOC auf die Secchi-Tiefe in Seen (nach Lennon et al. 2013)	46
Abb. 26:	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) Konzentrationen und Characeen-Abundanzklasse (AK) in 33 Projektseen, Frühjahrsdaten 2021-2023, grün: potenzieller Schwellenwert für Characeen-AK 2 (7 mg/L), rot: Schwellenwert für Characeen-Vorkommen (16 mg/L)	47
Abb. 27:	Erosionsereignis am Nordufer des Großen Kronsees, das zum Ende des Winters 2020 nach Starkregen stattfand (Foto: M. Schrumpf). Neben der abgebildeten Rinne am ackerbaulich genutzten Hang bildete sich ein Schwemmfächer des Oberbodenmaterials im Seeufergehölz bis direkt an die Wasserlinie	51
Abb. 28:	Makrophytenernte mit Förderband auf einem Floß im Haussee Metzelthin (Foto: F. Bruck)	54

Abb. 29:	Berechnung entnommener Phosphor (P) - Menge anhand der entnommenen Pflanzenbiomasse am Beispiel der Ernte von 2021	55
Abb. 30:	Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen im Haussee Metzelthin ermittelt aus Wasserproben von 2017-2024	55
Abb. 31:	Gesamtphosphor (TP)-Konzentration und Characeen-Abundanzklasse im Griebchensee vor und nach der Polyaluminiumchlorid (PAC)-Fällung sowie anschließende Kalkung.....	58
Abb. 32:	Chlorid-Konzentrationen im Griebchensee vor und nach der PAC-Fällung im Oktober 2021.....	58
Abb. 33:	Zugnetzfischerei auf dem Sabinensee (Foto: F. Bruck)	60
Abb. 34:	Änderungen Characeen-Abundanzklasse in Abhängigkeit von der entfernten Fisch-Biomasse im Projektzeitraum 2018-2024 ohne die Werte des Waschsees	60
Abb. 35:	Entwicklung der Gesamtphosphor (TP)-Konzentration und Characeen-Abundanzklassen im Großen Gollinsee nach mehrfacher Entnahme von benthivoren Fischen (hauptsächlich Bleie) durch Zugnetzbefischung	61
Abb. 36:	Schematischer Aufbau einer Kummreuse in der Boddenfischerei (aus Winkler (2009) S. 51)	62
Abb. 37:	10 Kummreusen im Jungfernsee 2023 (Foto: H. Wengler).....	62
Abb. 38:	Netzbarriere im Glambecksee 2020 (Foto: M. Steinmüller)	64
Abb. 39:	Ungestörter Bestand von <i>Chara tomentosa</i> in der abgesperrten Bucht des Glambecksees (Foto: S. Oldorff, September 2021).....	64
Abb. 40:	Bestand von <i>Chara tomentosa</i> im Hauptbecken des Glambecksees (Foto: S. Oldorff, September 2021). Das Bild zeigt starken Periphytonbefall und Wühltrichter im Umfeld.....	65
Abb. 41:	Leiteinrichtung in der Südspitze des Gollinsees. Außer dem in W-Form gebauten Netz sind Spannseile zu erkennen. In den Spitzen im Bildvordergrund befinden sich wie Reusenkehlen geformte Ausschwimmöffnungen (Foto: A. Bormeister, 2023).....	66
Abb. 42:	Characeen in Fisch-Exclosure im Giesenschlagsee Nord 2022 (Foto: M. Steinmüller)	68
Abb. 43:	Characeen-Deckung in Fisch-Exclosures in 5 Seen (je 4 Replikate, ± Standardfehler) mit und ohne Besatz von Characeen nach ca. 2 Jahren (Details siehe Mauersberger et al., in Vorb.)	69
Abb. 44:	Kalzium- und anorganischer Kohlenstoff (DIC)-Konzentrationen im Rarangsee vor und nach der Kalkung (gestrichelte Linie links) sowie signifikanter Zusammenhang zwischen Kalzium- und DIC-Konzentrationen im Rarangsee (aus Brzozowski et al., in Vorbereitung).....	71

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Trophiestufen und Tiefengrenzen des Makrophyten-Vorkommens (Succow & Kopp 1985).....	12
Tab. 2:	Entscheidungsschlüssel zur Ermittlung potenziell geeigneter Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen in Hartwasserseen	13
Tab. 3:	Anzahl der Transekte in Abhängigkeit von der Seegröße (Empfehlungen)	18
Tab. 4:	Skala zur Abschätzung der Pflanzenmengen nach Kohler (1978)	18
Tab. 5:	Characeen-Abundanzklassen (Chara-AK) in kalkreichen Seen.....	20
Tab. 6:	Characeen-Oosporen-Dichte und -Vitalität, bekannte Characeen-Vorkommen sowie Characeen- Abundanzklassen vor und nach Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Characeen.....	29
Tab. 7:	Projektseen mit erhöhter externer P-Belastung aus dem EZG als Hauptursache für fehlende Characeen	32
Tab. 8:	Fünfstufige Skala zur Erfassung primärer und sekundärer Schäden durch benthivore Cypriniden (nach Meis et al. 2018).....	41
Tab. 9:	Vergleich unterschiedlicher Fischentnahme-Methoden als Maßnahme zur Wiederansiedlung von Characeen	63
Tab. A1	Übersicht zu Maßnahmen und Entwicklung der Characeen in polymiktischen Projektseen	93
Tab. A2	Übersicht zu Maßnahmen und Entwicklung der Characeen in dimiktischen Projektseen.....	94
Tab. B1:	Pfade im Entscheidungsschema für die Projektseen	96

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
AK	Abundanzklasse (hier für Characeen)
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BIUW	Büro für Ingenieurbiologie, Umweltplanung und Wasserbau
BMUKN	Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BPUE	Biomass per unit effort
DIC	Dissolved inorganic carbon (gelöster anorganischer Kohlenstoff)
DMC	Dry matter content (Trockenmassegehalt)
DOC	Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
EZG	Einzugsgebiet
FFUS	Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.
FIUM	FIUM GmbH & Co. KG - Institut für Fisch und Umwelt Rostock
IaG	Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH in Seddin
IfB	Institut für Binnenfischerei e.V. in Potsdam Sacrow
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin
LfU	Landesamt für Umwelt Brandenburg
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NP	Naturpark
NSG	Naturschutzgebiet
P	Phosphor
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
TP	Gesamtphosphor
TOC	Total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
UMG	Untere Makrophytenausbreitungsgrenze

Glossar

Stichwort	Erklärung
benthivor	Ernährung durch Wibellose aus dem Sediment oder Periphyton
Diaspore	Sammelbegriff für eine Fortpflanzungs- oder Verbreitungseinheit (z. B. Samen, Sporen, Ausläufer, Oosporen)
dimiktisch	Bezeichnung für Seen, die zwei Mal im Jahr, in der Regel im Frühjahr und Herbst einer Vollzirkulation unterliegen
Epilomnion	obere, durchlichtete Wasserschicht eines Sees
herbivor	pflanzenfressend
Hypolimnion	untere, nicht durchlichtete und kältere Wasserschicht eines Sees
omnivor	allesfressend
Oospore	geschlechtliche Fortpflanzungseinheit der Characeen, eine Oospore ist eine Form der Diaspore, wenn sie der Fortpflanzung dient
piscivor	fischfressend
polymiktisch	Bezeichnung für Seen, die mehrmals im Jahr einer Vollzirkulation unterliegen
Verbuttung	Bezeichnet den Zustand eines biologischen Ungleichgewichts, in dem eine Fischart (hier der Barsch) durch hohe Anzahl und Nahrungskonkurrenz zu einer Dominanz kleiner, unterernährter (verbutteter) Fische führt

A Anhang

Im Projekt wurden an 7 polymiktischen Flachseen sowie an 20 dimiktischen Seen Maßnahmen (M in Spalte 2) durchgeführt und deren Effekt auf die Characeen-Abundanzklassen (AK) gemessen. Die drei Becken des Giesenschlagsees wurden dabei getrennt behandelt. Parallel wurden 3 polymiktische und 6 dimiktische Referenzseen (R) untersucht. Drei Projektgewässer (Bergsee, Twernsee und Keetzsee) fehlen in dieser Aufstellung, weil dort keine Maßnahmen oder nicht mit nennenswertem Erfolg durchgeführt wurden (zu Details siehe Mauersberger et al., in Vorb.), so dass die Untersuchung der Characeenvorkommen nicht fortgesetzt wurde. Die Spalten mit Jahreszahlen kennzeichnen den Zeitpunkt einer Makrophytenkartierung; davor oder danach wurden absolvierte Maßnahmen mit den zuvor verwendeten Bezeichnungen (siehe Tab. 2 oder Abb. 4) eingetragen. Bei Maßnahmen zur Friedfischreduktion wurden M9 und M12 zusammengefasst.

Tab. A1 Übersicht zu Maßnahmen und Entwicklung der Characeen in polymiktischen Projektseen

Seename	Ty	Größe (ha)	Tiefe (m)	2017/18 Chara- AK	M-Nr.	2020 Chara- AK	M-Nr.	2021 Chara- AK	M-Nr.	2022 Chara- AK	M-Nr.	2023 Chara- AK	M-Nr.	2024 Chara- AK
Densowsee	M	17,9	1,5	5		M9	5			M5				
Dunkelsee	M	4	3,4	3		M9	2,25	M9	2,25		2,5			2,5
Gr. Griebchensee	M	5,9	1,6	4,5		M9+17	4	M8+10	3,75	M10	3,25			3
Gr. Tietzensee (Bucht)	M	5,3	1,8	5	M9	3	M9	3	M9+15	2,5		2,5		1,5
Haussee Metzelthin	M	2,3	1,3	5	M6	M6	4,25	M6+15	4,25	M6	4,5			4,5
Jungfernsee	M	1,5	3	5	M9	4		5	M10	5	M9+15	4		2,75
Rarangsee, West-	M	4	1,3	5	M9	5	M17+10	5	M15	4,25		4,5		5
Steißsee	R	6	1,1	5		5		5		5				5
Rohrhalmgrund	R	6,6	1	2		2		3		4		5		
Gottsee	R	5,9	1,2	5		4		4		4		4,5		

Tab. A2 Übersicht zu Maßnahmen und Entwicklung der Characeen in dimiktischen Projektseen

Seename	Typ	Größe (ha)	Tiefe (m)	2017/18 Char-AK	M-Nr.	2020 Char-AK	M-Nr.	2021 Char-AK	M-Nr.	2022 Char-AK	M-Nr.	2023 Char-AK	M-Nr.	2024 Char-AK
Dreiersee	M	26,9	8,5	2	M9+11		M9+11		M9+11	2				
Giesenschlagsee Mitte	M	9,7	22,8	3			M9+11	2,75	M9+11	2,75				
Giesenschlagsee Nord	M	14	16,8	4		4	M9+11	4	M9+11	4			4	
Glambecksee	M	9,5	12,4	3				3,25	M12	3,5		3,5		3
Gr. Boberowsee	M	19,2	12,6	4	M11				M11+15			4,5		
Gr. Gollinsee	M	38,1	13,4	4	M9	2,75	M9	2,5		2,25		2,5		
Gr. Köllnsee	M	5,5	6	5	M9	5	M9		M15			4,5		4,5
Gr. Kronsee (Bucht)	M	46,3	32	3	M9	3,25	M9	2,5		2,25		2,75		2,75
Gr. Petznicksee	M	13,6	6,3	5	M9			4	M9+10	4		3,75		
Gr. Weißer See	M	27,4	11,9	4					M9+13	3,25				
Kl. Krinertsee	M	45,6	9,7	3			M9					2,75		
Kl. Küstrinsee	M	9,4	10	5	M9		M9	4,25	M9					
Krienkowsee	M	13,2	8	5	M9	5	M9	5	M5	5	M15	4,5		4,5
Krüselinsee	M	62,8	18,7	2	M9	1,75	M9		M9	1,75				
Mellensee	M	12,3	5,5	5	M9	5	M9	4	M9	4,5		4,5		
Sabinensee	M	56,3	5,6	3	M9		M9	3,75	M5	2,5				

Seename	Typ	Größe (ha)	Tiefe (m)	2017/18 Chara- AK	M-Nr.	2020 Chara- AK	M-Nr.	2021 Chara- AK	M-Nr.	2022 Chara- AK	M-Nr.	2023 Chara- AK	M-Nr.	2024 Chara- AK
Schwanzsee	M	6,8	9	5	M9	5	M17	5						5
Warnitzsee	M	7,1	7,2	2,75			M9	2,5	M9	2,5				
Waschsee	M	16,9	15,6	3,25	M9	3,75	M9	3,75	M9	3				3
Wuckersee	M	23,2	13,6	3		2,75	M9		M9	2,25				
Gr. Bodensee	R	36,9	17,4	3,75		4		3,75		3,75		3,5		
Dreetzsee	R	63	5	1				1,5		1,5		1,75		
Giesenschlagsee Süd	R	10,3	7,4	2						1,75				
Kl. Peetzigsee	R	12	5,5	3		2,75		2,75		2,25		2,5		
Langhäuser See Süd	R	29,9	14,4	4		5		4,25		4,25		4,5		
Hinbergsee	R	18,8	17,3	4		4		3		3		3,25		

Tab. B1: Pfade im Entscheidungsschema für die Projektseen

Seename	Weg Entscheidungsschema	Maßnahme
Densowsee	1-2-3-8-11-14	M5
Densowsee	1-2-3-8-11-12	M2
Dreiersee	1-2-3-15-17-25	M13
Dreiersee	1-2-3-15-17-18	M11 und M12
Dunkelsee	1-2-3-15-16	M9
Giesenschlagsee Mitte	1-2-3-15-16	M9
Giesenschlagsee Mitte	1-2-3-15-17-18	M11 und M12
Giesenschlagsee Nord	1-2-3-15-16	M9
Giesenschlagsee Nord	1-2-3-15-17-18	M11 und M12
Glambecksee	1-2-3-15-16	M9
Gr. Boberowsee	1-2-3-15-16	M9 und M11
Gr. Gollinsee	1-2-3-15-16	M9
Gr. Gollinsee	1-2-3-15-17-25-26	M15
Gr. Griebchensee	1-2-3-8-9-10	M8
Gr. Griebchensee	1-4-5-6	M17
Gr. Griebchensee	1-4-7-23-15-16	M10
Gr. Griebchensee	1-2-3-15-16	M9
Gr. Köllnsee	1-2-3-8-11-14	M5
Gr. Köllnsee	1-2-3-15-16	M9
Gr. Kronsee	1-2-3-15-16	M9
Gr. Petznicksee	1-2-3-15-16	M9
Gr. Tietzensee (Bucht)	1-2-3-15-16	M9
Gr. Tietzensee (Bucht)	1-2-3-15-17-25-26	M15
Gr. Weißer See	1-2-3-15-17-25	M13
Gr. Weißer See	1-2-3-15-17-18	M11 und M12
Haussee Metzelthin	1-2-3-8-9	M6
Jungfernsee	1-2-3-15-16	M9
Jungfernsee	1-2-3-8-9-10	M8
Kl. Krinertsee	1-2-3-15-16	M9 und M11

Seename	Weg Entscheidungsschema	Maßnahme
Kl. Küstrinsee	1-4-5-13-3-15-17-25-26	M15
Kl. Küstrinsee	1-2-3-15-16	M9
Krienkowsee	1-4-5-13-3-15-16	M9
Krienkowsee	1-4-5-13-3-8-9-10-19	M7
Krienkowsee	1-4-5-13-3-15-17-25-26	M15
Krüselinsee	1-2-3-15-16	M9
Mellensee	1-2-3-8-9-10-19?	keine Maßnahme möglich?
Rarangsee, West-	1-4-7-23-15-16	M10
Rarangsee, West-	1-4-5-6	M17
Sabinensee	1-2-3-8-11-14	M5
Sabinensee	1-2-3-15-16	M9
Schwanzsee	1-4-5-6	M17
Schwanzsee	1-4-5-13-3-15-17-25-26	M15
Warnitzsee	1-2-3-15-16	M9
Waschsee	1-2-3-15-17-18	M11 und M12
Wuckersee	1-2-3-15-17-18	M12

Für manche Seen sind mehrere Pfade und Maßnahmen möglich.

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u. a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr752



Bundesamt für
Naturschutz